




**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**
*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE

 **Ifremer**



Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques

Résumé de l'Expertise scientifique collective - Mai 2022

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques

Résumé du rapport de l'expertise scientifique collective réalisée par INRAE et l'Ifremer à la demande des ministères chargés de l'Environnement, de l'Agriculture et de la Recherche
Mai 2022

Chaque année, entre 55 000 et 70 000 tonnes de substances actives phytopharmaceutiques, incluant celles utilisables en agriculture biologique et de biocontrôle, sont vendues sur le territoire français métropolitain et d'outre-mer et sont utilisées pour la protection des cultures ou l'entretien des jardins, espaces végétalisés et infrastructures (JEVI). Dans le même temps, le rapport sur l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques établi en 2019 par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) dresse le bilan alarmant d'une érosion sans précédent de la biodiversité. La pollution chimique générée par les activités humaines, incluant les produits phytopharmaceutiques (PPP), est identifiée parmi les causes de cette érosion. Cette pollution s'ajoute à d'autres pressions, comme les destructions d'habitats causées par l'urbanisation, l'intensification des pratiques agricoles et sylvicoles, et les conséquences du changement climatique. Face à ce constat, la réglementation européenne en matière de mise sur le marché des PPP vise un degré élevé de protection, avec en particulier pour principe d'éviter tout effet inacceptable sur l'environnement. Toutefois, elle ne parvient pas complètement à atteindre cet objectif, en raison notamment d'une prise en compte insuffisante de la diversité des interactions telles qu'elles se produisent dans l'environnement (entre substances, entre organismes, avec une variété de facteurs physico-chimiques, etc.).

C'est dans ce contexte que les ministres chargés de l'Environnement, de l'Agriculture et de la Recherche ont sollicité INRAE et l'Ifremer pour réaliser un état des lieux des connaissances scientifiques relatives aux impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques. La précédente expertise scientifique collective (ESCo) portant sur Pesticides, agriculture et environnement avait été réalisée en 2005. Le présent exercice consiste à en actualiser les résultats, en les élargissant à l'ensemble du continuum terre-mer et en incluant les usages de PPP relevant des zones non agricoles (JEVI). A la différence de celle de 2005, cette ESCo est positionnée en aval de l'utilisation des PPP, pour traiter du devenir et des impacts de ces substances une fois introduites dans l'environnement. Elle ne traite pas des pratiques ou systèmes agricoles permettant de réduire les utilisations de PPP, ni des stratégies préventives de régulation des bioagresseurs. Ces thématiques font l'objet d'autres travaux en cours, notamment une autre ESCo conduite par INRAE sur la gestion des couverts végétaux pour la régulation naturelle des bioagresseurs dont les résultats sont attendus à l'automne 2022. Ces deux exercices s'inscrivent dans le cadre du Plan Ecophyto II+, en complément de l'expertise Pesticides et santé humaine publiée par l'Inserm en 2021.

Le périmètre de la présente ESCo couvre les différents milieux (terrestre, atmosphérique, aquatiques continental et marin, à l'exception des eaux souterraines) dans leur continuité, du lieu d'application jusqu'à l'océan, en France métropolitaine et d'outre-mer, à partir de connaissances produites ou transposables dans ce type de contexte (climat, PPP utilisés, biodiversité présente, etc.). Il intègre tous les produits destinés à la protection des cultures ou à l'entretien des JEVI, qu'il s'agisse de PPP conventionnels ou de produits ou agents de biocontrôle, dès lors qu'ils sont susceptibles de se retrouver dans l'environnement du fait d'une utilisation actuelle ou plus ancienne. Le cadre d'analyse mis en place considère la biodiversité dans ses dimensions structurelle et fonctionnelle, et il intègre la question des services écosystémiques. L'attention est ainsi plus particulièrement portée sur des travaux qui documentent la mise en évidence des risques et des effets dans des conditions environnementales réalistes, et à des niveaux d'organisation biologique (ex. individu, population, communauté, écosystème) susceptibles de faciliter le lien à établir avec la biodiversité ainsi qu'avec les fonctions et services écosystémiques.

La démarche d'expertise scientifique collective (ESCo)

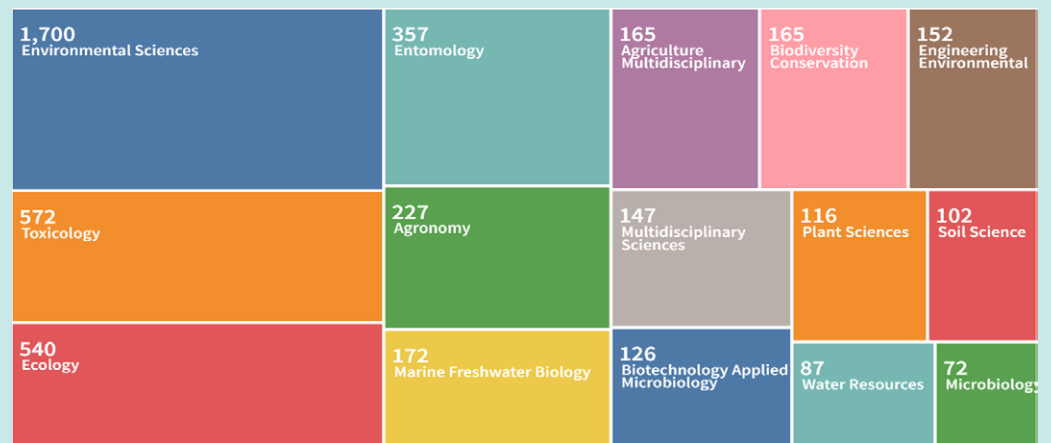
Une ESCo consiste à établir l'état actualisé des connaissances scientifiques et à réaliser son analyse critique, afin de faire le point sur les acquis, sur les débats et controverses qui traversent les communautés scientifiques, sur les incertitudes dont la prise en compte est nécessaire à l'interprétation des résultats, et sur les lacunes qu'il s'agira de combler à l'avenir.

L'ESCo est donc fondée sur les références bibliographiques disponibles à l'échelle internationale. Elle ne formule pas d'avis, ni de recommandation. La conduite de l'exercice s'appuie sur une charte de l'expertise scientifique dont les principes généraux sont la compétence, l'impartialité, la pluralité et la transparence.

Le collectif d'experts rassemblé pour cette ESCo compte 46 chercheurs (dont 46 % extérieurs à INRAE et à l'Ifremer), issus de 19 organismes de recherche et établissements d'enseignement supérieur.

Le corpus bibliographique a été constitué à partir de la base de données Web of Science™ (WoS), et des plateformes et bases de données Scopus, Cairn, Springer et Sage dans le domaine des sciences humaines et sociales. S'agissant d'une actualisation de l'état des connaissances, la recherche initiale a été centrée sur la période 2000-2020. 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. En plus des sources académiques, des sources non académiques ont été mobilisées s'agissant notamment des rapports institutionnels de surveillance environnementale, et des études relatives aux JEVI qui ont peu fait l'objet de travaux scientifiques. Au final, le corpus cité comprend 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 bibliographie académique recouvre une grande diversité de domaines de recherche, comme l'indiquent par exemple les 15 premiers domaines de recherche dans lesquels sont classées les 3 343 références du corpus bibliographique de l'ESCo qui sont publiées dans des revues classées par le WoS (Figure 1).

Figure 1. Domaines de recherche des 3 343 références classées dans les catégories WoS (15 premières catégories).



1 Les PPP contaminent toutes les matrices environnementales

Les PPP sont développés et commercialisés pour leurs propriétés antagonistes vis-à-vis d'organismes qui affectent les cultures. Ils sont appliqués sur les parcelles agricoles et les JEVI, au contact direct de l'environnement au sein duquel ils suivent une dynamique complexe de transferts et de transformations tout au long du continuum terre-mer.

Le degré de contamination de l'environnement par les PPP est difficile à caractériser de manière quantitative à grande échelle du fait de données insuffisantes. La diversité des substances analysées reste limitée au regard de celles qui sont potentiellement présentes (294 substances actives et plus de 1 500 préparations commerciales sont actuellement autorisées en France). De nombreuses substances ne sont pas recherchées, notamment parmi les plus récemment mises sur le marché incluant le biocontrôle. Les co-formulants et adjuvants, ainsi que les produits de transformation issus de la dégradation des substances (chacune peut générer plusieurs, voire plusieurs dizaines de produits de transformation), sont également rarement recherchés. Les matrices sont de même inégalement surveillées, la contamination de l'air et

des sols étant jusqu'à présent moins bien documentée que celle des eaux continentales et marines. Cette contamination présente en outre une grande variabilité temporelle et spatiale qui dépend de sa source et de la combinaison de divers processus de transfert, rétention, dégradation, accumulation, etc.

Les dispositifs de surveillance de la contamination par les PPP ont pour autant été progressivement renforcés depuis les années 2000, intégrant une plus grande diversité de substances et de matrices échantillonnées. Sur le plan scientifique, les principales avancées concernent l'utilisation d'échantillonneurs passifs intégratifs qui permettent de mieux identifier les situations d'exposition chronique à de faibles concentrations, et de quantifier certaines substances non détectables sur la base de prélèvements ponctuels. Les analyses non ciblées offrent quant à elles la possibilité d'identifier un spectre large de molécules, sans dépendre d'un choix *a priori* de substances recherchées. Ce type d'analyses permet de mieux caractériser la contamination des milieux, notamment par les produits de transformation des PPP, mais ces analyses ne sont toutefois pas encore déployées à large échelle.

Les données disponibles montrent que tous les types de matrices (sol, air, eau, sédiment, ainsi que le biote) sont contaminés par les PPP, l'imprégnation du biote confirmant la réalité de l'exposition des organismes. Cette contamination est en outre ubiquiste en raison des processus de transfert des PPP et de la persistance de certaines molécules, du lieu d'application jusqu'à des zones très éloignées comme l'océan profond ou les régions sub-polaires. Elle se traduit généralement par la présence de mélanges de PPP qui incluent plusieurs molécules (substances actives dont des substances aujourd'hui interdites mais persistantes dans l'environnement, produits de transformation des substances, co-formulants et adjuvants).

L'agriculture est identifiée comme la source majeure d'introduction des PPP dans l'environnement, les usages agricoles étant prépondérants par rapport aux autres usages (entre 95 et 98 %). En conséquence, les espaces agricoles, y compris les cours d'eau qui les traversent et les masses d'air qui les surplombent, sont les plus contaminés par ces substances.

La Figure 2 représente la répartition globale de la contamination par les PPP dans l'espace schématisé des territoires de métropole et d'outre-mer. Cette représentation est fondée sur l'appréciation qui peut être faite, à partir du corpus bibliographique étudié, des gradients de contamination pour différents types de substances et de matrices. Elle montre une contamination des eaux où dominent les herbicides majoritairement hydrophiles, tandis que les composés hydrophobes (une grande part des insecticides) sont davantage retrouvés dans les sols et les sédiments, ainsi que dans le biote. Les fongicides sont essentiellement retrouvés dans les sols et l'air, mais ils sont aussi présents dans les eaux. D'un point de vue spatial, la figure souligne que la contamination est plus marquée à proximité des zones de traitements.

D'un point de vue temporel, l'interdiction de certains PPP parmi les plus préoccupants se traduit par une diminution, au cours des vingt dernières années, des niveaux globaux de concentrations de ces substances qui sont parmi les plus suivies dans les milieux aquatiques continentaux de surface (ex. DDT, lindane, diuron).

Figure 2. Schéma général de la contamination de l'environnement par les PPP.



Outre-mer

La France d'outre-mer abrite 80% de la biodiversité française, aussi bien terrestre que marine. Toutefois, cette biodiversité est particulièrement menacée comme l'indiquent les listes rouges établies par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). Si les réseaux de surveillance donnent des renseignements sur la contamination des milieux aquatiques dans les départements d'outre-mer, les études scientifiques portant sur la contamination environnementale des territoires ultra-marins par les PPP sont rares. La plupart des travaux identifiés concernent la contamination de la Martinique et de la Guadeloupe par la chlordécone, avec une attention particulière donnée à la contamination du biote. Les singularités propres aux différents territoires ultra-marins reflètent les caractéristiques de leurs activités agricoles, sauf dans les territoires inhabités situés dans la zone sub-antarctique, qui présentent une contamination par des PPP organochlorés liée au transport à longue distance de ces molécules aujourd'hui interdites.

Malgré une contamination avérée, il n'existe à notre connaissance aucune étude documentant ses effets sur la biodiversité ultra-marine dans le milieu naturel. Peu de travaux ont été conduits de manière adaptée aux spécificités de ces territoires, en dehors des recherches sur la chlordécone. Or, celles-ci sont principalement axées sur les effets de la contamination sur la santé humaine, et ne portent que très marginalement sur ses conséquences sur la biodiversité. Les scénarios, modèles et données générés dans d'autres contextes, sont difficilement transférables.

2 Les connaissances sur les effets des PPP se diversifient

L'analyse de la bibliographie des vingt dernières années met évidence une grande diversité d'effets directs des PPP, outre ceux qui sont classiquement suspectés. Elle montre également une attention croissante portée aux effets indirects, du fait de leur importance par rapport aux effets directs. Enfin, la nécessité de tenir compte d'autres pressions (destruction d'habitats, changement climatique, autres pollutions chimiques ...) est de plus en plus soulignée, même si l'intégration de ces aspects dans les approches scientifiques mises en œuvre est encore insuffisante pour pouvoir généraliser les résultats déjà obtenus.

2.1 Effets directs sans relation avec le mode d'action connu des PPP

Classiquement, les effets des PPP sont recherchés en s'intéressant à des espèces biologiquement proches des bioagresseurs visés et en considérant des cibles biologiques (moléculaires ou physiologiques) potentiellement sensibles vis-à-vis des substances considérées. Toutefois, de plus en plus d'effets non attendus et sans relation claire avec le mode d'action connu sont mis en évidence, par exemple pour ce qui concerne les systèmes nerveux, immunitaire, endocrinien, ou encore les interactions avec les microbiotes. Ces fonctions étant largement partagées dans le monde vivant, les effets des PPP peuvent se manifester sur un large éventail d'espèces.

Ceci soulève la question des répercussions que ces effets, qui sont le plus souvent sublétaux, peuvent avoir sur la dynamique des populations concernées. Ce champ de recherche reste encore très ouvert, et peu de travaux parviennent à décrire la relation entre des perturbations sublétales (physiologiques, comportementales, etc.) étudiées principalement en laboratoire, la valeur sélective (*fitness*) des individus et la dynamique des populations. Cependant, quelques études, menées par exemple sur des abeilles prélevées en plein champ et donc exposées *in natura* à certains PPP

individuels ou en mélanges, corroborent les résultats d'expérimentations menées en conditions contrôlées sur les impacts délétères de ces substances, par exemple sur le comportement alimentaire (baisse de la consommation de pollen, cannibalisme), la taille des couvains, le renouvellement des ouvrières, la santé ou la survie des reines reproductrices.

Ces résultats conduisent également à relativiser le degré de sélectivité des PPP, c'est-à-dire leur capacité à n'exercer des effets que sur un spectre étroit d'organismes ciblés. Cette propriété est en effet généralement établie à partir de la sélectivité du mode d'action connu, sans considérer l'absence de sélectivité à la base d'autres effets, non intentionnels. Toutefois, les connaissances acquises au cours des dernières décennies, notamment sur la perturbation endocrinienne, ont permis d'intégrer de nouveaux types d'effets dans le cadre de l'évaluation réglementaire, à l'image des effets transgénérationnels. Enfin, la sélectivité du mode d'action ne présage pas des effets indirects qui découlent de la fragilisation ou de l'élimination de la population ciblée.

2.2 Importance des effets indirects

Les effets indirects les plus documentés s'exercent essentiellement par :

- la réduction des ressources alimentaires, notamment suite à l'application d'herbicides pour les granivores et les phytophages, et suite à l'application d'insecticides ou de fongicides ayant des propriétés insecticides pour les insectivores ;
- la perte d'habitats, notamment suite à l'impact de l'application d'herbicides sur la végétation ;
- les variations de l'intensité de prédation ou des rapports de compétition vis-à-vis de la ressource alimentaire, suite à des impacts négatifs de PPP sur certaines populations.

Par exemple, des travaux récents ont mis 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.

La description de ces mécanismes indirects n'est toutefois pas exhaustive, compte tenu des difficultés posées par leur caractère dynamique ainsi que par l'existence d'autres facteurs, dits de confusion, qui interfèrent dans un contexte où différentes pressions s'exercent. En outre, il est à noter que les effets indirects qui découlent de la perte de ressources alimentaires et d'habitats sur la parcelle agricole suite à l'usage de PPP pourraient être générés par d'autres méthodes de lutte conduisant à la destruction des adventices, des insectes ravageurs, etc. Ce sont avant tout l'étendue, l'intensité et la répétition des interventions qui déterminent la gravité de ces effets.

2.3 Contextes multifactoriels

La pression exercée par l'exposition aux PPP et à d'autres substances chimiques se combine dans l'environnement avec d'autres sources de stress dont les principales sont, d'une part, la destruction des habitats liée à l'intensification agricole et à l'urbanisation et, d'autre part, les évolutions liées au changement climatique et aux espèces envahissantes. La part relative des PPP dans l'érosion de la biodiversité est donc difficile à établir dans un contexte multifactoriel associant plusieurs types de pressions chimique (incluant d'autres substances que les PPP), physique et biologique. L'intensité des

impacts des PPP sur la biodiversité est ainsi en partie dépendante de la situation considérée, et les résultats sont difficilement généralisables. C'est à une échelle locale que l'ensemble des pressions cumulées dans le temps comme dans l'espace se traduit par des modifications dans l'équilibre des interactions biotiques. Ces perturbations peuvent en retour aggraver les effets initiaux des PPP (intensification de la prédation et/ou de la compétition, augmentation de la vulnérabilité, etc.). Le cumul de ces effets à l'échelle locale a des répercussions sur la biodiversité à des échelles plus vastes (cf. section 3).

En ce qui concerne le changement climatique, les études réalisées sur diverses espèces ont mis en évidence l'influence variable de différents paramètres environnementaux qui lui sont liés, tels que la température, la salinité ou le pH, qui jouent sur la sensibilité des organismes aux PPP. Mais peu de travaux associent à ce stade des scénarios d'exposition aux PPP à des scénarios qui intègrent un ensemble de paramètres liés au changement climatique (évolution des systèmes de production dans les territoires, distribution et phénologie des espèces, etc.).

Le paysage peut être étudié comme un facteur susceptible de moduler les effets des PPP sur les organismes. Il joue à la fois sur les habitats (incluant les zones refuges), sur les ressources trophiques et sur les interactions biotiques. Cependant, les études réalisées à ce sujet, notamment sur la base

d'observations de terrain associées à de la modélisation, restent encore ponctuelles (cf. section 5).

Face aux pressions multifactorielles, certaines espèces réagissent mieux que d'autres, ce qui fait varier les équilibres au sein des écosystèmes. L'utilisation des PPP peut ainsi induire des variations défavorables à la santé des cultures lorsque la dynamique favorise les bioagresseurs par rapport aux auxiliaires. La prise en compte de dimensions évolutives a permis une amélioration de la prise en compte des coûts physiologiques ou écologiques de l'adaptation à l'échelle des individus (ex. diminution de *fitness*), des populations ou des communautés (ex. perte de biodiversité ou inhibition de certains processus écologiques), qui peuvent parfois se traduire par une augmentation de la vulnérabilité à d'autres pressions.

3 Les PPP contribuent au déclin de certains groupes biologiques

Depuis l'ESCo de 2005, les connaissances acquises renforcent le lien de causalité entre l'utilisation de PPP et le déclin constaté depuis plusieurs décennies des populations d'invertébrés et d'oiseaux, notamment dans les espaces agricoles. Les PPP sont également fortement suspectés de contribuer au large déclin des populations de chauves-souris et d'amphibiens. Les conséquences des effets observés pour les autres groupes biologiques (microorganismes, végétaux, vertébrés autres que ceux détaillés dans cette partie) sont moins clairement mises en évidence dans la littérature scientifique.

3.1 Invertébrés terrestres et aquatiques

La baisse de l'abondance et de la diversité des invertébrés terrestres liée à l'utilisation des PPP est principalement avérée dans les espaces agricoles. 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. Le corpus bibliographique contient de nombreux travaux sur les pollinisateurs, notamment les abeilles. L'utilisation massive d'insecticides à large spectre induit une diminution de l'abondance des invertébrés, y compris les auxiliaires des cultures. A ces 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 l'alimentation et les habitats des invertébrés terrestres.

Des effets marqués des PPP sur la biodiversité des macroinvertébrés peuplant les cours d'eau des espaces agricoles sont également observés. Ainsi, à l'échelle européenne, il est estimé que la contamination par les PPP induirait des pertes allant jusqu'à 40 % au sein de ces populations.

Les impacts sur la diversité des invertébrés terrestres et aquatiques sont principalement documentés pour les insecticides, les néonicotinoïdes et les pyréthrinoides apparaissant comme les familles de molécules les plus impliquées parmi celles étudiées.

3.2 Oiseaux et chauves-souris

Oiseaux

Les PPP sont également identifiés comme un des facteurs du déclin de l'abondance et de la diversité des oiseaux dans les espaces agricoles, en interaction avec la simplification des paysages. Selon les espèces d'oiseaux et leur régime alimentaire, cet impact résulte principalement soit d'un effet direct (ex. ingestion de semences traitées aux PPP par des oiseaux granivores ou ingestion d'appâts contaminés par des rapaces), soit d'un effet indirect (ex. diminution de la ressource alimentaire suite au déclin des proies ou intoxication suite à la consommation de proies contaminées par certains PPP).

Les réseaux de surveillance environnementale de différents pays européens, dont la France, ont révélé de très nombreux cas d'empoisonnement d'oiseaux par les PPP à proximité des agrosystèmes. Pour les oiseaux granivores, les cas répertoriés depuis le début des années 2000 sont très majoritairement causés par l'ingestion de semences traitées avec des insecticides néonicotinoïdes

(surtout l'imidaclopride), plus rarement avec d'autres molécules comme des fongicides (thirame).

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 l'usage de PPP et le déclin concomitant des communautés d'insectes et des populations d'oiseaux. Au-delà de ces corrélations, l'existence d'effets *via* la consommation de proies contaminées a également été montrée par des travaux récents, sur la base d'analyses multi-résidus de bols alimentaires de jeunes au nid. Le rôle prépondérant des néonicotinoïdes sur le déclin de certaines populations a été mis en évidence sur la base de différents travaux montrant des corrélations négatives entre l'abondance de ces populations et des données relatives soit à l'usage des néonicotinoïdes, soit à leur concentration dans les eaux de surface, tout en prenant en compte d'autres facteurs associés à l'intensification agricole (changement d'usage des terres, surface cultivée, utilisation de fertilisants).

Concernant ces effets indirects, un autre insecticide, le fipronil, est également fortement mis en cause.

Outre les effets létaux des néonicotinoïdes, la perturbation de l'efficacité du vol et de l'orientation sont des symptômes sensibles et pertinents d'exposition et d'effet sublétaux chez les oiseaux migrateurs qui utilisent les espaces agricoles comme haltes migratoires. Ces effets sublétaux pourraient conduire à l'altération du succès de la migration.

Chauves-souris

Concernant les chauves-souris, la littérature suggère de manière générale un impact négatif de PPP désormais interdits mais persistants tels que les organochlorés (DDT et lindane), des organophosphorés/carbamates (comme le chlorpyrifos) et des pyréthriinoïdes (utilisés à la fois en agriculture et pour le traitement du bois). Ces substances sont identifiées parmi les causes des forts déclinés observés depuis le milieu du 20^e siècle sur la dynamique des

populations et la diversité des chauves-souris. Cependant, les connaissances sont trop lacunaires à ce jour pour pouvoir caractériser les impacts sur ces dynamiques des substances plus récentes et actuellement utilisées.

Les impacts décrits sont soit des impacts directs lors des traitements ou du fait d'une intoxication liée à l'ingestion d'items contaminés, soit des impacts indirects liés à la raréfaction des ressources alimentaires. Des travaux récents suggèrent aussi que l'altération des déplacements par écholocation de chauves-souris suite à leur exposition à certains insecticides affecte probablement leurs déplacements et leur activité de chasse. Par exemple, l'altération des déplacements a été observée au laboratoire chez une espèce de chauve-souris asiatique (*Hipposideros terasensis*) suite à une exposition répétée à l'imidaclopride. Aucune donnée publiée n'a toutefois été trouvée pour confirmer les conséquences de tels effets sur les populations de chauves-souris *in situ*.

3.3 Amphibiens

Les amphibiens font partie des groupes biologiques les plus concernés par la réduction massive de biodiversité à l'échelle planétaire. Différents facteurs responsables de ces déclinés ont été identifiés, parmi lesquels la destruction d'habitats, le changement climatique, les pathogènes et l'introduction d'espèces invasives, mais également divers polluants (métaux, engrais azotés, etc.), incluant les PPP. Le déclin des populations d'amphibiens a notamment été mis en relation avec la prévalence importante de maladies, dont certaines pourraient être favorisées par l'exposition aux PPP du fait d'effets toxiques directs (immunotoxicité, perturbation endocrinienne) et d'effets indirects *via* la modification de la dynamique des pathogènes ou de parasites et de leurs différents vecteurs et hôtes. Des épisodes de mortalité, des problèmes de développement et des échecs de reproduction suite à l'exposition à des PPP, y compris à de faibles concentrations et pour des substances actuellement utilisées, ont également été observés.

Cependant, la description des mécanismes conduisant au déclin de populations d'amphibiens à partir des effets toxiques des PPP reste difficile du fait de la complexité des processus en interaction. Caractériser l'exposition des amphibiens nécessite en outre d'appréhender à la fois les phases de vie en milieu aquatique et en milieu terrestre, et les voies d'exposition orale et cutanée.

Face aux limites relatives des tests de laboratoire liées au statut de protection d'une grande partie de ces espèces, le recours à des espèces modèles permet d'approcher leur sensibilité à la toxicité des substances, et des modèles de population sont mentionnés comme une alternative permettant de prendre en compte leurs caractéristiques écologiques. Toutefois, de tels modèles requièrent des données de terrain obtenues dans des situations variées, ce qui constitue encore une limite à leur utilisation.

4 Les effets des PPP ont des conséquences sur les fonctions écosystémiques, et altèrent la capacité des écosystèmes à fournir des services

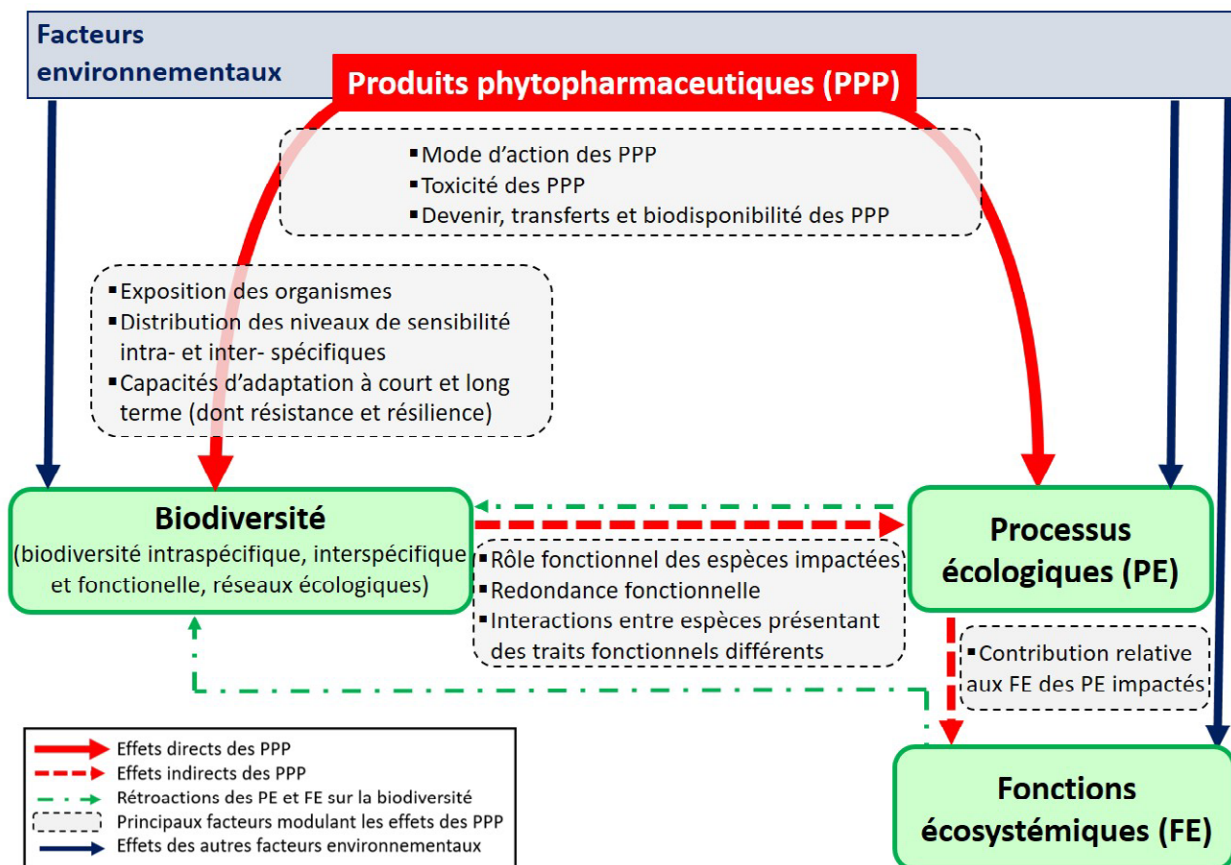
Les services écosystémiques sont les avantages socio-économiques retirés par les populations et les sociétés humaines de leur utilisation durable des fonctions écosystémiques (EFESE, 2016¹). Différentes fonctions peuvent contribuer à la fourniture d'un service écosystémique, et une fonction peut contribuer à différents services. Les connaissances sur les impacts des PPP sur les services écosystémiques ont été recherchées, d'une part, en rassemblant les résultats obtenus dans le domaine des sciences du vivant sur les effets sur les fonctions écosystémiques et, d'autre part, dans la littérature traitant des services écosystémiques qui relève, outre les sciences du vivant, de domaines de recherche en sciences humaines et sociales.

¹ EFES (2016). L'essentiel du cadre conceptuel. Théma (<https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Efese%20-%20L%E2%80%99essentiel%20du%20cadre%20conceptuel.pdf>)

4.1 Impacts sur les fonctions écosystémiques

Les variations de populations, de l'état physiologique ou de la valeur sélective (*fitness*) des individus qui les composent ont des répercussions sur les processus écologiques dans lesquels ces populations sont impliquées et sur les fonctions écosystémiques que ces processus soutiennent. La Figure 3 illustre la relation théorique des liens entre les utilisations de PPP, l'état de la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques.

Figure 3. Représentation conceptuelle des effets possibles des PPP sur la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques à travers leurs interrelations (traduit de Pesce et al., 2022)².



Cette représentation souligne notamment l'importance du rôle fonctionnel des espèces impactées par les effets des PPP, du degré de redondance fonctionnelle, c'est-à-dire de substituabilité entre espèces impactées et non impactées pour remplir la même fonction, ainsi que des interactions entre espèces. Les fonctions écosystémiques reposent sur des équilibres, des optimums et des complémentarités, plus que sur des relations monotones positives ou négatives avec l'abondance d'une espèce ou d'un groupe donné. D'autre part, la richesse spécifique ne suffit pas à garantir la résilience fonctionnelle d'un écosystème, par exemple lorsque certaines fonctions ne sont assurées que par des espèces qui sont impactées par la pression exercée (absence de redondance fonctionnelle).

Par ailleurs, du fait de leur mode d'action, des PPP affectent directement certains processus écologiques, comme par exemple la production primaire affectée par les herbicides inhibiteurs du photosystème (triazines ou phénylurées). Ces effets fonctionnels ciblés peuvent fortement influencer les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes par le biais de mécanismes de rétroaction reliant les processus écologiques et les fonctions des écosystèmes avec la biodiversité. Ces rétroactions sont peu étudiées et restent de ce fait relativement méconnues.

Les connaissances disponibles permettent de mettre en exergue, dans les milieux terrestres et aquatiques, l'impact de différents PPP sur la plupart des catégories de fonctions écosystémiques telles qu'elles ont été établies dans le cadrage initial de l'ESCO et qui sont présentées dans la Figure 4 (cf. section suivante). Celles pour lesquelles des effets sont le plus solidement mis en évidence (en gras dans la figure) sont 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).

Ces impacts fonctionnels découlent d'effets sur les différents groupes biologiques. Par exemple, les variations de populations d'organismes photosynthétiques et de microorganismes vont influencer plus particulièrement sur les échanges gazeux et la dissipation des contaminants. Les végétaux ont en outre un lien avec la production de matière organique et le maintien des habitats. Les effets sur les invertébrés ont davantage de répercussions sur la dispersion des propagules et les interactions biotiques, même si ces dernières englobent, par définition, l'ensemble des groupes biologiques.

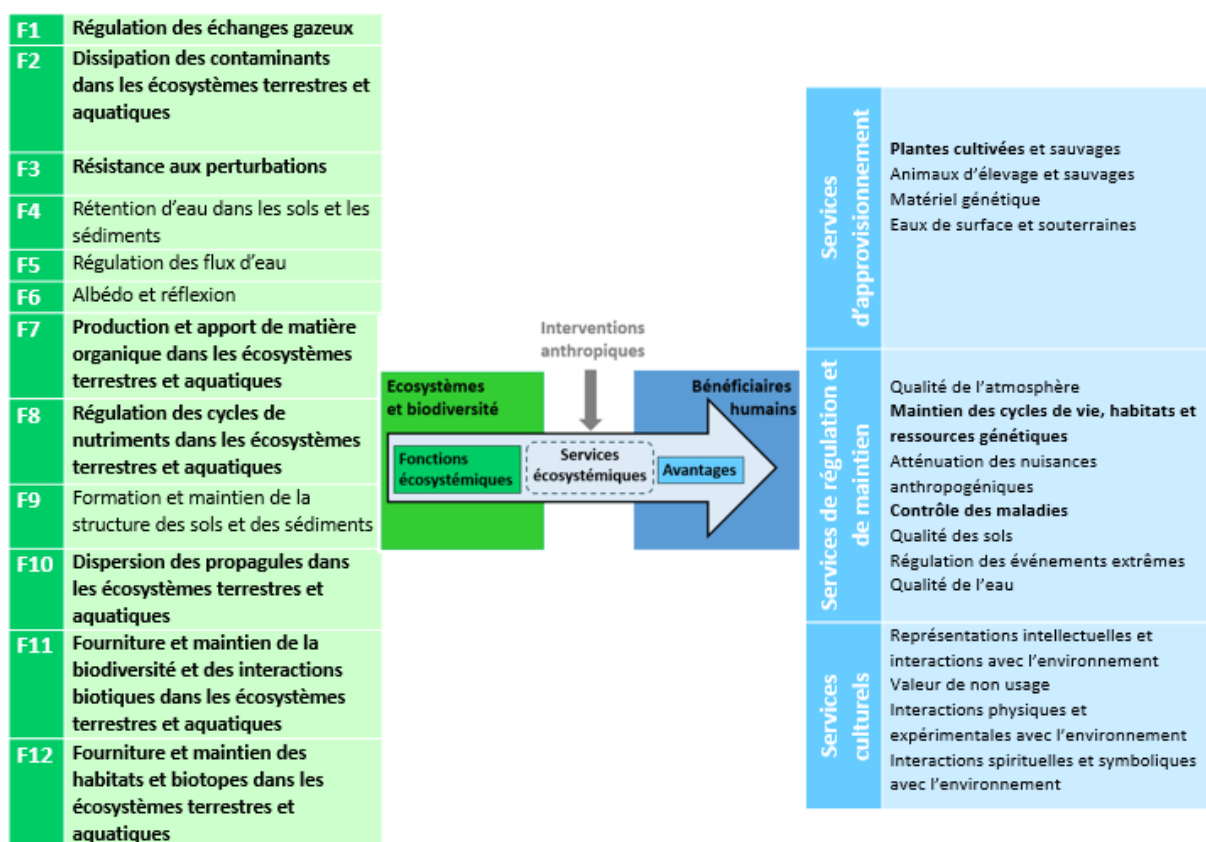
² Pesce S, Bérard A, Coutellec M-A, Hedde M, Langlais-Hesse A, Larras F, Leenhardt S, Mongruel R, Munaron D, Sabater, S, Gallai N, 2022. Linking the effects of plant protection products on biodiversity and ecological processes to potential impairment of ecosystem functions and services—A multidisciplinary conceptual framework. <https://doi.org/10.32942/osf.io/46ab5>

4.2 Impacts sur les services écosystémiques

Pour rassembler les résultats qui documentent les impacts des PPP sur les services écosystémiques, la classification établie par la CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*, version 5.1 ; Haines-Young et Potschin, 2018³) en trois catégories de services a été retenue : services d’approvisionnement, services de régulation et de maintien, et services culturels. La bibliographie relative aux services écosystémiques se positionne principalement à un niveau plus global que l’analyse des conséquences spécifiquement attribuables aux PPP, et aucune étude identifiée ne consiste à comparer l’ensemble des services écosystémiques délivrés avec et sans PPP, à court ou à plus long terme. Les travaux publiés sur le sujet au cours de la dernière décennie montrent que les modalités opérationnelles de la mobilisation du concept de service écosystémique pour l’évaluation des risques liés aux PPP ne sont pas encore établies.

Le lien entre PPP et services écosystémiques n’a été étudié qu’à partir de quelques services. Il en résulte des déséquilibres très marqués en termes de connaissances disponibles plus particulièrement développées sur la production végétale, la lutte biologique et la pollinisation. Le service de régulation et de maintien de la qualité des sols est peu présent dans les services documentés. Or, compte tenu des effets mis en évidence sur certaines fonctions assurées par les microorganismes et les invertébrés terrestres, qui contribuent notamment à la dégradation de la matière organique et à la structure des sols, ce service devrait davantage faire l’objet d’attention. Les services culturels sont également peu étudiés.

Figure 4. Liens entre fonctions et services écosystémiques (en gras : fonctions et services documentés dans le corpus bibliographique, en lien avec les PPP). Adapté d’EFESE 2016¹.



Les travaux analysés mettent en évidence une tension entre la production de biomasse végétale cultivée et les autres services. En effet, l’apport de PPP conventionnels (hors biocontrôle) intervient dans le processus de production pour supprimer un dis-service (i.e., un désavantage de la biodiversité pour l’humain), celui que constitue l’action des bioagresseurs. Or, en se substituant au service écosystémique de lutte biologique, les PPP contribuent aussi à le dégrader, ainsi que les autres services de régulation qui dépendent de l’activité des organismes. Par exemple, les insecticides favorisent les plantes cultivées par élimination des ravageurs phytophages, mais ils affectent aussi les prédateurs qui assurent la lutte biologique et les pollinisateurs indispensables à la fécondation et donc à la formation des fruits et grains pour

un grand nombre de plantes cultivées. Les quelques études traitant du service de régulation et de maintien de la qualité des sols suggèrent de même un impact négatif des PPP. Les rares travaux conduits sur les services culturels plaident pour une meilleure prise en compte de ces derniers. Des pertes économiques sont par exemple documentées en lien avec la dégradation de la qualité de l’eau ayant des répercussions sur le tourisme et les activités récréatives.

Ainsi, même si les études concernant les impacts des PPP sur les services écosystémiques sont encore peu nombreuses, leurs résultats suggèrent que les PPP dégradent la capacité des écosystèmes à fournir des services.

³ Haines-Young, R. and M.B. Potschin (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. (www.cices.eu)

5 Des leviers d'action existent pour limiter partiellement la contamination et les effets en cas d'utilisation de PPP

Comme indiqué dans l'ESCo de 2005, le premier levier permettant la réduction de la contamination est la diminution des quantités de PPP utilisées, ce qui fait l'objet des travaux en cours mentionnés en introduction (ESCo sur les régulations naturelles des bioagresseurs, Programme Prioritaire de Recherche *Cultiver et protéger autrement*). En aval de l'utilisation des PPP, d'autres leviers d'action permettent d'intervenir sur les transferts de PPP dans l'environnement. Ils consistent majoritairement à limiter leur dispersion au moment de l'application, et à réduire les transferts après l'application par des aménagements aux échelles parcellaires et supra-parcellaires (bassin versant). Les recherches se sont intensifiées au cours des 20 dernières années pour mieux comprendre les dynamiques de transferts et améliorer l'efficacité des moyens d'atténuation en optimisant différents paramètres de mise en œuvre (dimensionnement, positionnement, etc.). Ces travaux tendent à souligner la nécessaire combinaison de différents leviers complémentaires, et le fait qu'aucune mesure d'atténuation ne permet de neutraliser totalement les effets des PPP. Le rôle des caractéristiques plus globales du paysage, non seulement sur les transferts mais aussi sur la vulnérabilité des organismes et la capacité de résilience des écosystèmes vis-à-vis des PPP, est en outre de plus en plus abordé.

A l'échelle de la parcelle

Les modalités d'application des PPP sont déterminantes de leurs transferts vers l'environnement. Différents éléments sont ainsi à raisonner de manière cohérente, intégrant le type de formulation du produit utilisé et les performances du matériel d'application, ainsi que les conditions météorologiques en évitant les conditions extrêmes de température et d'hygrométrie, et le vent.

La gestion du sol, un des premiers filtres pour réduire les transferts de PPP, est un levier de contrôle primordial. Les paramètres qui jouent un rôle majeur sont la couverture du sol, sa teneur en matière organique, sa structure et sa teneur en eau.

La remédiation de milieux contaminés par des PPP a aussi fait l'objet de recherches, mais reste peu développée en l'absence d'obligation réglementaire. La plupart des expérimentations jouent sur le couvert végétal et sur l'inhibition/stimulation des capacités microbiennes de biodégradation.

A l'échelle du bassin versant

Les aménagements qui peuvent être positionnés autour des parcelles pour favoriser l'interception et la dégradation des PPP sont des zones tampons sèches (haies, bandes enherbées, etc.) ou humides (mares, fossés, bassins d'orage ou de collecte d'eaux de drainage, etc.). Des essais de terrain et des

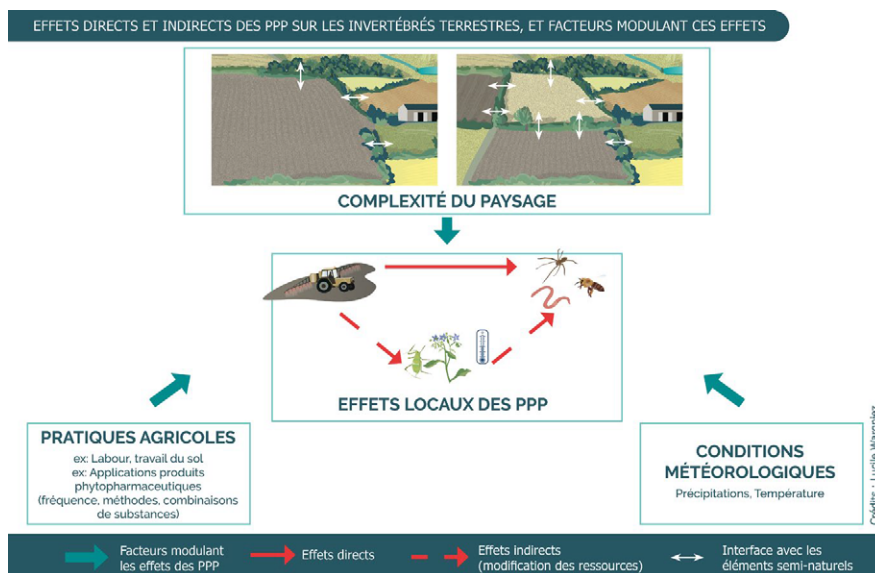
travaux de modélisation importants ont été conjointement conduits pour améliorer leur efficacité. Celle-ci dépend du dimensionnement de ces aménagements, mais aussi beaucoup de leur positionnement dans la géographie du bassin versant. Ces paramètres doivent ainsi être raisonnés ensemble au cas par cas.

Caractéristiques du paysage

Outre leur influence sur le transfert des PPP, les caractéristiques du paysage sont mentionnées dans de nombreux travaux comme un facteur majeur de modulation de leurs impacts sur la biodiversité, aggravant dans le cas de paysages simplifiés, atténuant dans le cas de mosaïques paysagères multipliant les interfaces entre zones traitées et non traitées, et assurant la connectivité des zones refuges (Figure 5). Le paysage joue ainsi à la fois sur les effets directs en limitant l'exposition des organismes par interception des molécules, et sur les effets indirects en préservant les ressources alimentaires et les habitats.

Cette influence est notamment mise en évidence dans des travaux de modélisation qui associent des dynamiques de contamination et d'effets, en intégrant une typologie de caractéristiques paysagères pour en apprécier les effets modulateurs. Mais de telles démarches restent encore ponctuelles et il serait nécessaire de développer des dispositifs d'observation de terrain à large échelle.

Figure 5. Facteurs modulant les effets directs et indirects des PPP sur les invertébrés terrestres.



Dans les études concernant les JEVI, le paysage et la dynamique de réduction des usages de PPP dans ces espaces interagissent à différents niveaux. Une plus grande acceptation de la végétation spontanée a progressivement été instaurée dans le paysage urbain, qu'il s'agisse des jardins ou de la voirie, accompagnée parfois d'une re-conception plus globale des modalités de gestion et d'utilisation de ces espaces. La biodiversité a pu constituer un levier de cette re-conception, s'agissant notamment du choix des espèces

implantées pour assurer une occupation végétale du terrain qui soit compatible avec ses usages. Des expérimentations ont par exemple été initiées sur le réseau ferré pour procéder à des implantations d'espèces végétales choisies en bordure de lignes afin de limiter l'envahissement des voies par les adventices.

6 Les processus réglementaires d'évaluation des PPP ne peuvent pas couvrir l'ensemble des effets

L'encadrement réglementaire des PPP vise à éviter toute utilisation conduisant à des effets inacceptables sur l'environnement. Dans cette optique, outre les substances interdites avant 2005 (ex. DDT, chlordécone, atrazine), une série de substances parmi les plus toxiques ont été retirées du marché au cours des quinze dernières années. Pour autant, bien qu'ils soient progressivement actualisés, les processus et documents-guides de l'évaluation des risques inscrits dans les cadres réglementaires, reposent sur des méthodes (par exemple des tests monospécifiques) qui ne permettent pas de prendre suffisamment en considération la complexité des effets des substances les plus récentes sur l'environnement et le vivant, ni celle des enjeux économiques et sociaux liés à l'encadrement des utilisations. De nombreux articles traitent de ces limites et des voies d'amélioration sont parfois proposées.

Voies d'amélioration méthodologiques

Plusieurs propositions s'inscrivent dans le dispositif d'évaluation tel qu'il existe actuellement, pour identifier sur le plan scientifique des voies d'amélioration de la prise en compte des impacts des PPP sur la biodiversité. Parmi ces pistes, certaines concernent le choix des espèces utilisées pour les tests. Par exemple, des travaux récents proposent des espèces focales pertinentes mieux ciblées pour les cultures de céréales (oiseaux granivores parmi lesquels la perdrix grise) en intégrant les pratiques agricoles (présence avant ou après semis par exemple). Par ailleurs, des propositions portent sur les protocoles des tests expérimentaux qui pourraient être adaptés sur le plan des traits biologiques et physiologiques des espèces utilisées, des voies d'exposition ainsi que de la durée et du rythme des expositions, afin d'aboutir à une évaluation plus réaliste. Concernant l'établissement des liens de causalité, les approches de type AOP (*Adverse Outcome Pathway*) sont souvent mentionnées pour mieux lier les données expérimentales et les observations de terrain aux réponses à l'exposition mesurées à différents niveaux d'organisation biologique. A l'échelle des paysages, certains auteurs recommandent que les futures évaluations du risque utilisent des scénarios multiples représentatifs d'une large gamme de pratiques agricoles et de contextes pédoclimatiques.

Des travaux importants ont été développés dans le domaine de la modélisation, notamment pour prévoir les processus de transfert à partir des caractéristiques physico-chimiques des substances combinées à des scénarios intégrant différents types de culture, de climat et de sol. Des développements ont aussi été notés pour prédire les 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 un programme de suivi *in situ*, ou bien encore pour estimer les effets de mélanges de PPP. La modélisation est également mentionnée de manière récurrente comme une solution potentielle pour intégrer les processus en jeu à différentes échelles d'espace et de temps. Le couplage de modèles différents est souvent invoqué, par exemple entre modèles écotoxicologiques, qui décrivent les effets des PPP, et modèles écologiques

qui informent sur les interactions entre les organismes et sur les fonctions dans lesquelles ils interviennent. En particulier, les modèles dits spatialement explicites intègrent la contamination des organismes, la toxicité d'un PPP et ses effets démographiques, en tenant compte de la variabilité de la structure paysagère et de celle de l'exposition. La modélisation reste toutefois dépendante du recueil de données et métadonnées appropriées (pour le

Biocontrôle

Dans le cadre de cette ESCo, le biocontrôle est compris au sens des substances, organismes et médiateurs chimiques utilisés dans le cadre de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures. Les substances naturelles, microorganismes et médiateurs chimiques font l'objet d'une évaluation avant mise sur le marché au même titre que les autres PPP, bien que certains d'entre eux bénéficient d'une procédure allégée. Les macroorganismes relèvent en revanche d'un cadre réglementaire spécifique, notamment au regard du risque d'introduction d'espèces invasives. Dans le domaine du biocontrôle, la bibliographie est en majeure partie axée sur le développement de nouvelles solutions, c'est-à-dire sur les effets intentionnels (modes d'action des solutions existantes et potentielles, efficacité), les effets non intentionnels étant rarement abordés. Très peu de travaux concernent la présence des produits de biocontrôle dans l'environnement et leurs impacts sur la biodiversité, sauf pour les organismes les plus anciennement utilisés, et le plus souvent sous l'angle de leurs interactions avec d'autres agents de biocontrôle. L'utilisation d'organismes vivants (micro- et macroorganismes) dans le biocontrôle amène une dimension spécifique par rapport aux PPP conventionnels car ils peuvent se multiplier, se déplacer et coloniser d'autres milieux. Par exemple, l'échappement de la coccinelle arlequin *Harmonia axyridis* a conduit à une baisse de la biodiversité des espèces de coccinelles autochtones. Concernant les substances naturelles, les quelques résultats existants indiquent que si la plupart d'entre elles présentent une faible écotoxicité, d'autres (abamectine ou spinosad) ont une toxicité équivalente ou supérieure à celle de leurs homologues de synthèse. La connaissance des effets non intentionnels des solutions de biocontrôle s'est révélée très lacunaire dans le corpus bibliographique analysé, mais reste nécessaire pour assurer leur durabilité.

développement des modèles et le test de leurs performances), y compris à de larges échelles d'espace et de temps, ce qui constitue souvent un frein majeur à son développement. La mobilisation de ces démarches dans les processus réglementaires nécessite des protocoles de mise en œuvre et des cadres d'interprétation partagés. Des degrés intermédiaires d'harmonisation pourraient être envisagés, comme par exemple la possibilité récemment apparue de pré-valider des méthodes, à l'image de ce qui est proposé par la plateforme PEPPER (Plateforme public-privé sur la pré-validation des méthodes d'essai sur les perturbateurs endocriniens) pour tester des méthodes d'essai en toxicologie et écotoxicologie pertinentes pour caractériser des propriétés de perturbation endocrinienne.

Voies d'amélioration de la réglementation

D'autres travaux montrent le rôle joué par des coalitions d'acteurs (chercheurs, apiculteurs, ONG, politiques prônant l'action environnementale, entreprises) dans la production et la mobilisation de travaux de recherche afin d'intervenir dans le domaine réglementaire et faire évoluer le périmètre des connaissances prises en compte dans les décisions concernant le statut des substances. Certaines propositions consistent à élargir les sources d'informations considérées dans l'évaluation à des types d'acteurs et de savoirs autres que ceux issus de protocoles normalisés. Sont évoquées, d'une

part, une prise en compte plus large de la bibliographie académique en sciences du vivant et incluant les sciences humaines et sociales et, d'autre part, les savoirs d'usage détenus par des utilisateurs et observateurs de terrain. Ces propositions soulèvent la question des modalités de qualification de tels savoirs pour délimiter le périmètre de ceux qui doivent être pris en compte.

Il faut souligner que les travaux publiés sur ces questions sont en grande partie antérieurs à la publication récente du règlement (UE) 2019/1981 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, dont l'objet est de pallier certaines des limites qui avaient été mises en évidence.

Il prévoit par exemple la publication des données scientifiques portées au dossier d'une demande d'autorisation, à l'exception des données considérées comme confidentielles, et la possibilité pour tout acteur (communauté scientifique, ONG, citoyen, etc.) de procéder à une analyse parallèle de ces données, laquelle devra faire partie du dossier étudié par l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA).

7 Perspectives et besoins de recherche

L'analyse des travaux de recherche conduits au cours des deux dernières décennies montre que les lacunes de connaissance sont encore importantes, qu'il s'agisse de types de PPP (biocontrôle), des produits de transformation, de types d'organismes (amphibiens, reptiles, organismes symbiotiques moins étudiés tels que coraux, mycorhizes, lichens, microbiote, etc.), de types de milieux et de territoires (marin, outre-mer, etc.), ou de types d'effets (sublétaux, synergiques, cumulatifs, etc.). Les approches scientifiques abordent des niveaux d'organisation et d'interactions de plus en plus divers, mais la multiplication des études se traduit globalement à ce stade par une grande hétérogénéité. Il est donc nécessaire de promouvoir des stratégies de recherche plus intégrées pour permettre la prise en compte de la réalité complexe des expositions aux PPP et de leurs effets. Des jeux d'indicateurs seraient à combiner pour intégrer l'écotoxicité directe des substances et leurs effets indirects, suivant les caractéristiques du système considéré (paysage, agroécosystème, etc.). A cette fin, des travaux à partir de différents scénarios climatiques, de différents scénarios d'usages de l'espace, d'hétérogénéité spatiale des contaminations ou des effets, pourraient être développés.

L'évaluation des effets des PPP sur la biodiversité, les fonctions et services écosystémiques appelle donc un changement de paradigme dans les pratiques de recherche. La définition d'objectifs cognitifs précis peut être associée à la mobilisation et à la mutualisation des moyens autour de ces objectifs et d'expérimentations dédiées, pour permettre à différentes communautés scientifiques de combiner leurs apports spécifiques. Si des réseaux de recherche, à l'image du réseau français ECOTOX, sont un premier pas dans cette direction, il serait pertinent de s'appuyer sur des sites d'études instrumentés et/ou de suivis à long terme, tels que certains sites associés au réseau LTER (*Long term ecological research network*) ou certaines zones ateliers. L'étude des impacts sur le vivant de pressions anthropogéniques et de leurs conséquences sur les fonctions et services écosystémiques implique des approches pluridisciplinaires basées sur le croisement des connaissances relatives notamment au fonctionnement du vivant, aux fonctionnements sociaux, aux enjeux économiques associés, aux concepts juridiques correspondants, pour envisager une action en termes de politiques publiques. Dans cette optique, l'hybridation entre des outils et concepts propres à chacun des domaines disciplinaires traitant des mêmes objets apparaît également clairement insuffisante au travers du corpus bibliographique analysé.

Pour en savoir plus

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

Laure Mamy (coord.), Stéphane Pesce, (coord.) Wilfried Sanchez (coord.), Marcel Amichot, Joan Artigas, Stéphanie Aviron, Carole Barthélémy, Rémy Beaudoin, Carole Bedos, Annette Bérard, Philippe Berny, Cédric Bertrand, Colette Bertrand, Stéphane Betouille, Eve Bureau-Point, Sandrine Charles, Arnaud Chaumot, Bruno Chauvel, Michael Coeurdassier, Marie-France Corio-Costet, Marie-Agnès Coutellec, Olivier Crouzet, Isabelle Doussan, 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, Sergi Sabater, Sabine Stachowski-Haberkorn, Elliott Sucre, 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).

Le rapport, la synthèse et le présent résumé sont mis en ligne sur les sites internet d'INRAE et de l'Ifremer.

Graphisme : © S. Desbourdes - INRAE

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

Mai 2022

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



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](https://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://www.ifremer.fr/Expertise>

Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE



Ifremer