

Désintoxiquer la nature

**Pour un nouveau cadre d'action
contre les pollutions chimiques et leurs effets
systémiques sur la biodiversité**

Sous la direction de Pierre-François Staub,
Claire Billy, Olivier Cardoso et Julien Gauthey

55

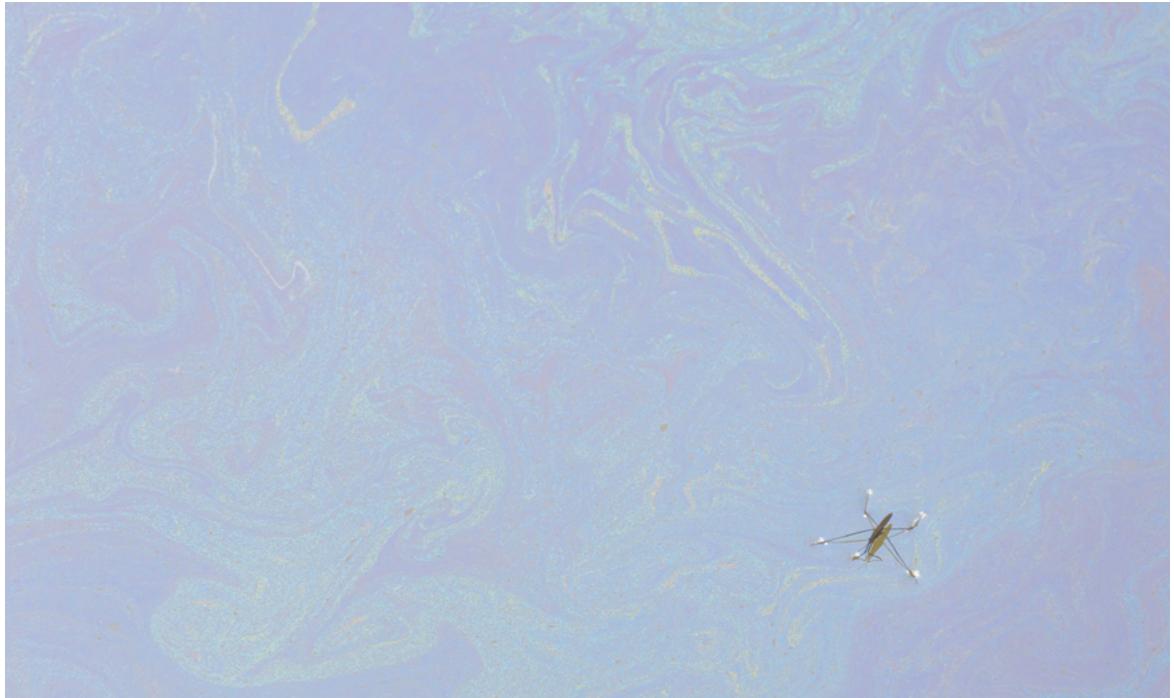


Cet ouvrage poursuit la collection **Comprendre pour agir** qui accueille des publications issues des travaux de recherche et d'expertise mises à disposition des enseignants, formateurs, étudiants, scientifiques, ingénieurs, gestionnaires et plus généralement de tous les publics concernés.

Il est présenté sur le portail technique de l'Office français de la biodiversité : <https://www.ofb.gouv.fr/node/8857> et référencé dans le portail documentaire partenarial, Eau & Biodiversité : www.documentation.eauetbiodiversite.fr.



Désintoxiquer la nature



**Pour un nouveau cadre d'action
contre les pollutions chimiques et leurs effets
systémiques sur la biodiversité**

Sous la direction de Pierre-François Staub,
Claire Billy, Olivier Cardoso et Julien Gauthey

Préface

Plastiques, médicaments, produits ménagers et cosmétiques, produits biocides, revêtements, textiles, papiers, composants électroniques et de haute technologie, productions agroalimentaires, carburants... La plupart de ces produits, que nous consommons ou utilisons au quotidien, sont constitués de matières et de composés artificiels, conçus pour des fonctions spécifiques. Les innovations de l'industrie chimique, au sens large, façonnent aujourd'hui notre environnement immédiat (espace domestique, de travail, espace public urbain...).

Ces produits de synthèse nous rendent de nombreux services, parfois vitaux (santé, hygiène, sécurité...). Ils ont contribué à l'amélioration des conditions d'existence et à l'augmentation de l'espérance de vie humaine ce dernier siècle, en raison de leur grande disponibilité et de leur coût marchand de plus en plus faible. Malheureusement, ils ne sont pas sans conséquences sur le vivant dans son ensemble. Il est aujourd'hui admis que la quantité de nouvelles entités produites (notamment des substances de synthèse), mises en circulation et rejetées dans l'environnement constitue l'une des limites planétaires dépassées (CGDD, 2023*).

À mesure que ce monde synthétique prospère, la nature recule de façon potentiellement irréversible. La chute de la diversité biologique constitue à la fois un indicateur de ce recul de la nature, et une menace pour l'habitabilité de notre planète. Si les pressions sur la biodiversité sont plurielles, les évolutions contraires de la quantité de composés synthétiques, qui croît, et de la diversité du vivant, qui s'amenuise, ne sont pas indépendantes.

La vulnérabilité des organismes vivants aux impacts intentionnels ou collatéraux de la chimie de synthèse est perçue par la majorité d'entre nous au travers des menaces sur notre propre santé. L'augmentation des pathologies liées à la pollution de l'air, à l'exposition aux pesticides et additifs alimentaires, ou encore aux perturbateurs endocriniens et autres « polluants éternels », a nettement imprégné nos consciences, et nourrit les politiques de santé publique.

A contrario, leur incidence sur la biodiversité fait l'objet d'une attention moindre. Les conséquences de la contamination chimique sur la biodiversité demeurent moins médiatisées et le sont de façon plus épisodique et morcelée.

Le livre de Rachel Carson, *Printemps silencieux*, publié en 1962, constitue l'une des premières alertes internationales concernant les effets des produits chimiques sur la biodiversité. Elle y mettait l'accent sur l'usage massif des pesticides et s'inquiétait d'une possible disparition des chants des oiseaux au printemps.

* <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/la-france-face-aux-neuf-limites-planetaires/>





De fait, ces oiseaux, dont les effectifs ont diminué de moitié en quelques décennies dans nos campagnes (Rigal *et al.*, 2023), chantent désormais moins forts et moins fréquemment. Plus généralement, l'état des lieux planétaire s'est profondément modifié, au détriment de la biodiversité. Dans le même temps, la connaissance de ces enjeux s'est fortement étoffée, et constitue une mosaïque complexe, faite de très nombreuses sources et publications.

La première partie du présent ouvrage propose une vision de l'essor de la chimie de synthèse et de son regrettable corollaire, la pollution chimique. D'abord, au travers des indicateurs et des avertissements émis par la communauté scientifique. Puis, en considération des objectifs des grandes politiques publiques mises en place à l'échelle internationale pour lutter contre cette pollution.

La seconde partie de l'ouvrage s'attache à mettre plus précisément en lumière les connaissances, établies ou encore émergentes, relatives aux risques et aux dommages occasionnés à la biodiversité par la libération de milliers de substances toxiques différentes, au sein des divers compartiments environnementaux. L'objectif de cette partie n'est pas d'être exhaustif, mais de proposer une série d'exemples permettant d'illustrer la dimension systémique de la pollution écotoxique et de son emprise écologique.

La troisième partie de cet ouvrage dresse le paysage des réponses politiques (réglementaires, incitatives, informationnelles...) qui ont été apportées à ces pollutions et à leurs effets. Leur efficacité est questionnée et les défis qu'elles doivent surmonter sont analysés. Les auteurs y explorent aussi des voies alternatives, qui requièrent une mobilisation plus éclairée et volontariste des acteurs économiques et décideurs publics, et de la société en général. Un alignement avec les cadres d'action relatifs aux autres changements globaux menaçant la biodiversité s'avère aussi nécessaire.

Cet ouvrage s'adresse à un large public. De façon explicite, de nombreuses références y sont proposées, issues de la littérature scientifique internationale ou de contenus plus directement opérationnels et orientés vers la mise en œuvre de solutions. Les lecteurs désireux de construire ou de parfaire des contenus pédagogiques, ou qui cherchent à infléchir, à leur échelle, certaines décisions privées ou publiques (consommation, production, investissement...) ou à instiller davantage de cohérence dans les actions institutionnelles ou citoyennes, voire introduire des innovations techniques ou organisationnelles pourront s'en inspirer.

L'objectif est finalement que chacun puisse mieux s'inscrire dans la tâche collective de ramener notre emprise toxique « *... à des niveaux qui ne nuisent pas à la biodiversité ni aux fonctions et services des écosystèmes* », pour reprendre textuellement l'un des objectifs du cadre mondial de la biodiversité, adopté par la COP 15 de la Convention pour la diversité biologique, à Montréal, en décembre 2022.

Olivier Thibault
Directeur général
Office français de la biodiversité

Sommaire

Pollutions chimiques : de quoi parle-t-on exactement ?	7
Partie 1	
L'humanité face au nexus « pollutions chimiques et biodiversité » : quatre grands enjeux	9
1.1 L'intrication des impacts des changements globaux, de la pollution, et du déclin de la biodiversité	10
1.2 L'inflation chimique : les limites planétaires, et celles de la connaissance, sont dépassées	13
1.3 Le besoin de transparence et de traçabilité quant à la composition et à la nocivité environnementale des produits mis sur le marché	17
1.4 Des coûts socio-économiques majeurs, et de grands défis pour les politiques publiques internationales	20
Partie 2	
Intoxication de la nature : ce que nous savons	23
2.1 Les principales voies de transfert des polluants vers l'environnement	25
2.2 La biodiversité des écosystèmes terrestres. Résister à la dispersion et à l'accumulation des contaminants	27
2.3 La biodiversité aquatique continentale. Survivre dans les eaux de l'anthropocène	45
2.4 La biodiversité marine : des écosystèmes complexes particulièrement vulnérables aux pollutions	57
2.5 Les pollutions ignorent les frontières entre les compartiments écologiques	61
2.6 Au bilan : une nature intoxiquée	64



Partie 3

Agir contre les pollutions écotoxiques : des solutions à mobiliser de façon plus décisive 71

- 3.1 La nécessité d'adapter la conception et l'évaluation des produits issus de la chimie de synthèse 73
- 3.2 Vers une sobriété chimique, catalyseur d'innovations pour les différents secteurs socio-économiques. Pistes et leviers pour réduire et adapter les usages des produits chimiques 85
- 3.3 Les outils de diagnostic et de gestion des pollutions écotoxiques 99

Partie 4

Activer résolument le processus de désintoxication de notre biosphère 125

- 4.1 L'indispensable renforcement de la prise en charge politique des produits et contaminants écotoxiques 126
- 4.2 Une seule combinaison gagnante : transparence, solidarité écologique et sobriété chimique 133

Bibliographie

- Partie 1 136
- Partie 2 139
- Partie 3 158

Glossaire 169

- Acronymes, sigles et vocabulaire des politiques publiques environnementales 171

Résumé et mots-clés 174

*J'éternue –
et je ne vois plus
l'alouette !*

Yokoi Yayû (1701-1783)

Pollutions chimiques : de quoi parle-t-on exactement ?



Le présent ouvrage traite centralement du concept de *pollution chimique* (par opposition à d'autres types de pollutions, telles que microbiologiques, sonores, thermiques ou lumineuses). Cette notion y recouvre l'ensemble des phénomènes d'origine humaine qui induisent directement des perturbations de composantes biotiques des écosystèmes (et donc de la biodiversité), **au travers de l'action de composés chimiques**, impliquant souvent des mécanismes toxiques (cf. Encadré pour un premier cadrage plus précis de ces aspects), et dont la présence ou la concentration ne seraient pas observables en l'absence d'activités humaines. Ce dernier aspect vaudra parfois à ces composés d'être qualifiés, ci-après, de « **contaminants** ».

L'effet de serre, engendré par diverses pollutions atmosphériques (dioxyde de carbone CO₂, méthane, protoxyde d'azote N₂O, etc.), qui n'agit qu'indirectement sur les écosystèmes *via* les effets thermiques qu'il occasionne, ne fera donc, par exemple, pas partie du périmètre des impacts polluants traités dans le présent ouvrage. Cela ne signifie pas toutefois qu'il n'y a pas d'interaction entre changement climatique et toxicité libérée dans l'environnement. À titre d'exemple assez saisissant, les scientifiques ont identifié que de très importantes quantités de mercure, métal à potentiel hautement toxique, jusqu'à présent encore fixées dans les sols gelés de l'Arctique, pourraient au cours de ce siècle être libérées dans l'atmosphère du fait du fort réchauffement de cette région du globe (Schuster *et al.*, 2018). Les sols du pergélisol de l'hémisphère nord contiendraient en effet d'après ces auteurs près de deux fois plus de mercure que tous les autres sols, l'océan et l'atmosphère réunis. Les feux de forêts, qui se multiplient mondialement en nombre et en ampleur du fait du réchauffement global, sont également des promoteurs importants de toxicité pour les écosystèmes environnants (Paul *et al.*, 2022).

En outre, ce document n'abordera pas les aspects spécifiques aux impacts sur les populations humaines ou leur santé (une synthèse de référence à ce propos a été publiée en 2022 dans la revue *The Lancet* (Fuller *et al.*, 2022), faisant état de la crise mondiale afférente, un sixième des décès sur la planète étant attribuable à la pollution). Des questions telles que la contamination chimique des denrées alimentaires, de l'eau potable, ou encore la pollution de l'air dans les villes, n'y pourront donc être évoquées que de façon contingente, du fait de leur éventuelle concomitance avec des impacts sur la biodiversité autre qu'humaine (fait courant, néanmoins, par la force des choses...).

LES PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DES COMPOSÉS CHIMIQUES RETENUES PAR LA RÉGLEMENTATION POUR ÉVALUER LE NIVEAU DE RISQUE QU'ILS INDUISENT SUR LE VIVANT (HUMAINS ET ÉCOSYSTÈMES)

→ Certaines propriétés qui qualifient la **dangerosité** de la substance :

- Caractères cancérogène, mutagène, ou reprotoxique (triade « CMR ») ;
- Potentiel d'induction de perturbation du système endocrinien ;
- Toxicité (T) pour la faune et la flore. Cette toxicité peut s'exercer de façon aiguë (effets rapides), ou de façon chronique, sur le long terme.

→ Certaines **caractéristiques physico-chimiques** majeures, telles que la persistance (P) dans l'environnement (par opposition à la dégradabilité), ou la propension à se bioaccumuler (B) au sein des organismes vivants. Lorsqu'elles sont couplées avec la toxicité, ces caractéristiques mènent à la désignation du composé sous le qualificatif « PBT ».

D'autres propriétés physico-chimiques sont également considérées, comme l'affinité des composés pour la matrice « eau » (substances dites « hydrophiles » ou « polaires », très mobiles dans l'environnement), ou au contraire – pour les substances dites « hydrophobes » – leur propension à s'associer à d'autres matrices (matière organique, matière particulaire), ou encore la capacité à se volatiliser dans l'atmosphère. Loin d'être exhaustifs, ces paramètres fournissent une première indication sur les environnements (proches ou distants des sources de pollution) ou les compartiments biologiques (ou communautés d'espèces) susceptibles d'être exposés. Pour autant, l'ensemble du spectre de mécanismes & modes d'actions toxiques de chaque substance ne peut pas se déduire de ces seules informations, et relève du champ scientifique de l'**écotoxicologie**.

1

L'humanité face au nexus « pollutions chimiques et biodiversité » : quatre grands enjeux

- 1.1 L'intrication des impacts des changements globaux, de la pollution et du déclin de la biodiversité 10
- 1.2 L'inflation chimique : les limites planétaires, et celles de la connaissance, sont dépassées 13
- 1.3 Le besoin de transparence et de traçabilité quant à la composition et à la nocivité environnementale des produits mis sur le marché 17
- 1.4 Des coûts socio-économiques majeurs, et de grands défis pour les politiques publiques internationales 20

1.1 - L'intrication des impacts des changements globaux, de la pollution, et du déclin de la biodiversité

Dans l'esprit de la plupart d'entre nous, la notion de *pollution* est historiquement associée aux marées noires ou aux accidents industriels (tels Tchernobyl, Union Carbide en Inde, ou Lubrizol plus récemment). La médiatisation, ces deux dernières décennies, de l'impact de la pollution de l'air sur la santé des citadins, ou de sujets relatifs à la présence de résidus de pesticides dans les denrées, l'eau potable, et dans l'environnement (cas du chlordécone aux Antilles), ou plus récemment encore les préoccupations liées à la présence dans tous les compartiments de la vie quotidienne de *polluants éternels* (les PFAS, acronyme pour les substances per- et polyfluoroalkylées), ont progressivement enrichi notre représentation collective de la « menace pollution ».

Ainsi, non seulement il existe des événements accidentels de pollution de grande ampleur, historiques ou actuels, mais également de nombreuses autres formes de pollutions plus diffuses. Ces dernières sont liées à nos actes de production/consommation de biens et de services.

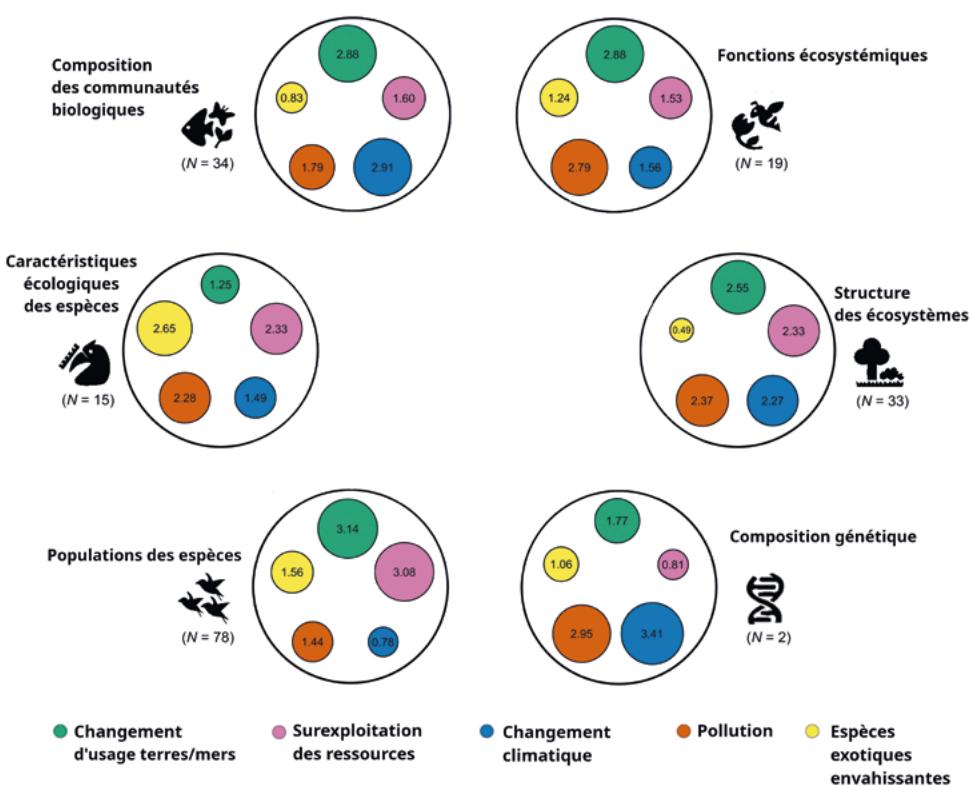
En parallèle, souvent occulté par le problème pourtant fort connexe du changement climatique, le sujet du déclin mondial de la biodiversité, d'une rapidité sans précédent sur notre planète, fait l'objet de nombreux efforts pour s'imposer au niveau politique, et pour mettre à l'agenda collectif les mesures qui s'imposent pour le contrer.

Le lien entre pollutions chimiques et perte de la biodiversité s'est également progressivement invité dans l'espace médiatique, de façon plus ou moins explicite, à l'occasion de révélations sur le déclin des abeilles et des pollinisateurs, sur les algues vertes, ou encore autour de la découverte de « continents » de plastiques flottant dans les gyres océaniques.

En considérant le problème sous le prisme de la préservation des espèces en voie de disparition, il apparaît que, parmi plus de 20 000 espèces de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) pour lesquelles des données détaillées étaient disponibles en 2022, la pollution en met en péril près de 20 %, et s'avère être la principale menace pour un quart de ces dernières (Hogue & Breon, 2022). Un autre travail a confirmé l'importance de la pollution dans les facteurs d'impact sur la perte de biodiversité au niveau mondial, et ce, de façon particulièrement prégnante, dans la zone Europe, en précisant que ces impacts s'exprimaient majoritairement par des modifications des fonctionnalités des écosystèmes (c'est-à-dire des processus biologiques qui permettent normalement aux écosystèmes de se maintenir), et de leur structure (c'est-à-dire de leur composition en espèces, et des interactions de ces dernières avec le milieu), affectant plausiblement aussi de façon forte leurs richesses génétiques (Jaureguiberry et al., 2022).

Figure

1



Part des cinq principaux facteurs d'érosion de la biodiversité dans la perturbation des six grandes caractéristiques des écosystèmes, ou variables essentielles de la biodiversité

La taille des ronds de couleur reflète le niveau d'effet des différents facteurs d'érosion sur chaque variable de biodiversité.

N indique le nombre d'études disponibles pour l'analyse dans chaque variable.

D'après Jaureguiberry et al., 2022 : C. Gutiérrez / Humboldt Institute - GEO BON

La pollution des milieux est, de fait, reconnue par la plateforme d'expertise internationale sur la biodiversité (IPBES) comme l'une des cinq grandes causes d'effondrement de la biodiversité, aux côtés de l'utilisation des terres, de la surexploitation des ressources, du changement climatique, et des espèces invasives, représentés par les cinq couleurs de la figure 1. Ce constat repose sur un nombre croissant d'études scientifiques qui portent sur l'ensemble des régions du globe et sur tous les écosystèmes (IPBES, 2019).

Un article récent paru dans la revue *Environmental Science and Technology* (Groh et al., 2022) a néanmoins pointé une incohérence dans les discussions actuelles sur le changement climatique, la biodiversité et les polluants chimiques : les effets du changement climatique sur l'environnement, y compris la perte accélérée de la biodiversité, inquiètent une grande part de la population, alors que ses menaces pour la santé et le bien-être de notre propre espèce sont sous-estimées. En revanche, lorsqu'il s'agit de substances chimiques, les gens ont tendance à s'inquiéter de leur propre santé (d'où, par exemple, l'essor des aliments issus de l'agriculture biologique pour éviter l'exposition aux pesticides), plutôt que des effets sur les autres espèces.

Malheureusement, cette perception sélective ne reflète pas la réalité : le changement climatique aura également des conséquences dévastatrices pour l'espèce humaine, tandis que les polluants chimiques mettent aussi en péril de nombreux organismes non humains. Par ailleurs, ces derniers sont généralement plus vulnérables à la pression毒ique environnementale puisqu'ils disposent de moyens plus limités pour minimiser leurs niveaux et/ou fréquences d'exposition aux pollutions, ou pour remédier à leurs effets.

Ce même article aura également pointé qu'à l'échelle mondiale, la plupart des approches actuelles de production, et de gestion des produits chimiques synthétiques (commercialisation, modalités d'utilisation et d'élimination), contribuent fortement au changement climatique, et à la destruction des habitats au sein desquels vivent les espèces sauvages. Cela se produit directement au niveau de la production et de la synthèse des composés chimiques (voir l'encadré pour une description des grandes filières du secteur de la chimie

industrielle), par exemple par le biais des émissions de gaz à effet de serre (les émissions nationales de ce secteur ont toutefois baissé de 63 % depuis 1990¹, pour ce qui concerne la France), ou de l'utilisation très gourmande en eau et en énergie des ressources fossiles. Sur la base de chiffres mondiaux de l'Agence internationale de l'énergie pour 2023, le secteur industriel de la chimie était en effet le plus grand consommateur industriel mondial d'énergie et le troisième émetteur industriel de dioxyde de carbone. Il avait nécessité l'extraction de plus de 1,5 milliard de tonnes de ressources fossiles ou de produits de raffineries, et recouru à près de 1 milliard de tonnes de réactifs secondaires. Des dynamiques plus vertueuses d'un point de vue environnemental se font jour, par exemple de transition vers l'utilisation dans l'industrie chimique de matières premières fossiles recyclées. Des projections de l'OCDE en 2020 indiquaient aussi que 10 à 20 % de la production mondiale de produits chimiques pourrait utiliser des matières premières végétales d'ici 2025, mais cela nécessite une vigilance forte car cela pourrait avoir des conséquences importantes sur l'utilisation des sols ainsi sollicités, sur leur biodiversité, et sur les milieux qui y sont connectés.

ZOOM SUR LES DIFFÉRENTS SECTEURS DE LA CHIMIE INDUSTRIELLE

L'industrie de la chimie se scinde en deux grands secteurs :

- ➔ La chimie dite « de base », ou « chimie lourde », qui fabrique à partir de ressources naturelles aisément accessibles (pétrole, eau, air, productions végétales, sel, soufre, phosphates, minerais...) des produits en grands volumes. Le sous-secteur de la chimie organique fournit notamment des composés « intermédiaires », monomères et solvants, tels que l'éthylène, le propylène, le butadiène, l'éthanol, etc., et des matières plastiques (polyéthylène, polypropylène, et autres polymères synthétiques), eux-mêmes réutilisés comme matières premières par d'autres industries manufacturières (pharmaceutique, cosmétique, électronique, automobile, aéronautique, etc.). Le sous-secteur de la chimie minérale fournit pour sa part des colorants, des gaz industriels, des engrais, etc.
- ➔ La chimie dite « de spécialité », qui fabrique à partir des matières issues de la chimie de base des composés et produits « formulés », à usage précis, tels les peintures, explosifs, colles, produits phytopharmaceutiques, encres, détergents, cosmétiques. Le sous-secteur de la chimie dite « fine » exploite, en complément, des ressources naturelles plus rares (extraits d'animaux ou de végétaux, notamment) pour aboutir à des produits à forte valeur ajoutée, tels que les principes actifs des médicaments ou de certains cosmétiques.

D'après le ministère de l'Économie, au niveau français, l'industrie de la chimie représentait en 2020 un chiffre d'affaires de 68 milliards d'euros, et trouvait ses débouchés principaux, pour un tiers, dans d'autres secteurs industriels (automobile, aéronautique, électronique, etc.), pour un autre tiers dans la consommation des ménages, le dernier tiers étant constitué des secteurs des services (santé, transports, R&D...), agricole, énergétique, et de la construction. Avec 80 % de son chiffre d'affaires réalisé à l'export, l'industrie chimique est le premier secteur industriel exportateur national.

Dans le même ordre d'idée, **les activités d'extraction minière industrielles** ne sont pas en reste, comme le met très bien en lumière une synthèse récente de l'OFB (Melun & Boyer, à paraître). Plus de 150 espèces de mammifères seraient directement mises en danger par les exploitations minières, dont 20 % sont d'ores et déjà présentes sur la liste rouge de l'IUCN (Martins-Oliveira *et al.*, 2021). Pour extraire les éléments d'intérêt du minerai (métal ou alliage), il faut le broyer, le disposer en tas sur les sols, puis typiquement l'exposer à des solutions acides ou cyanurées, très toxiques pour l'environnement. Par ailleurs, du fait de la surexploitation de ces ressources, les gisements les plus riches et facilement accessibles sont en régression sensible. Cette raréfaction des minerais incitera à recourir davantage à ces techniques chimiques agressives de traitement des matériaux miniers. De fait, aux États-Unis, l'*Environmental Protection Agency* (EPA) classe, comme chaque année depuis 1998, l'industrie minière au premier rang des industriels pollueurs du pays,

1. D'après <https://www.notre-environnement.gouv.fr/themes/climat/les-emissions-de-gaz-a-effet-de-serre-et-l-empreinte-carbone-ressources/article/les-emissions-de-gaz-a-effet-de-serre-du-secteur-de-l-industrie-manufacturiere>.

à l'origine de 45 % des rejets toxiques nationaux². Une étude de 2021, qui concerne approximativement 3 000 mines industrielles recensées dans le monde, montre, en outre, que la moitié des sites miniers se situent à moins de 20 km d'aires strictement protégées et que le nombre d'exploitations minières au sein même et à proximité immédiate de ces aires a significativement augmenté depuis vingt ans (Luckeneder *et al.*, 2021). L'industrie extractive constitue par ailleurs le plus grand producteur mondial de déchets (D'Hugues *et al.*, 2022). Certaines estimations évoquent un volume à 534 milliards de m³ pour le volume total de résidus miniers toxiques (en augmentation de plus de 19 milliards de m³/an)³. Une partie des résidus miniers sont par ailleurs déversés directement dans les rivières, lacs et océans (Systext, 2021).

Enfin, les impacts environnementaux de ces activités productives, qu'il s'agisse de la chimie de synthèse ou de la fourniture de minéraux et métaux, se manifestent aussi fortement plus à l'aval, de façon indirecte, **par le biais de la distribution à grande échelle de produits, articles et matériaux, dont elles ont conditionné la mise sur le marché, et dont les résidus et déchets, gérables de façon seulement partielle, contaminent durablement les écosystèmes**. En effet, comme nous le verrons en détail, de nombreux composés et résidus sont, tout au long de leur cycle de vie, libérés et accumulés dans les écosystèmes, certains ayant des effets nocifs sur l'être humain, la flore et la faune. Différentes alertes, à portée planétaire, concernant certaines catégories spécifiques de polluants issus de la chimie de synthèse ont récemment alimenté cette préoccupation majeure, tels les débris plastiques (avec, au-delà de leur toxicité, des incidences potentielles sur les grands cycles géochimiques, cf. MacLeod *et al.*, 2021), les résidus de pesticides (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019 ; Tang *et al.*, 2021), ou encore les PFAS (Cousins *et al.*, 2022).

Le CO₂ généré par les activités humaines, responsable principal du dérèglement climatique, est lui-même majoritairement un sous-produit des combustibles, et donc de la pétrochimie.

De fait, il a pu être démontré qu'une forte corrélation existe à l'échelle planétaire entre le risque de pollution毒ique et le risque climatique (Marcantonio *et al.*, 2021), tous deux marqueurs notables de cette nouvelle ère où nos sociétés façonnent la planète jusque dans ses fondamentaux géologiques, et qualifiée par certains scientifiques d'« **anthropocène** ».

Comme nous le verrons, les produits issus de la chimie industrielle constituent aussi un facteur très influent dans l'équation de cet autre marqueur global de l'anthropocène qu'est le déclin de la biodiversité.

1.2 - L'« inflation chimique » : les limites planétaires, et celles de la connaissance, sont dépassées

La chimie de synthèse et l'extraction minière, ainsi que l'utilisation de leurs productions dans de nombreux secteurs industriels, ont permis ces dernières décennies d'accroître considérablement l'efficacité de nos actions quotidiennes et professionnelles, au travers de multiples innovations, produits et objets, mis à disposition sur le marché. Si l'on songe au seul secteur pharmaceutique, il est indéniable que ces innovations ont apporté et continuent d'apporter une réponse inédite à de nombreux enjeux vitaux et fondamentaux pour l'humanité.

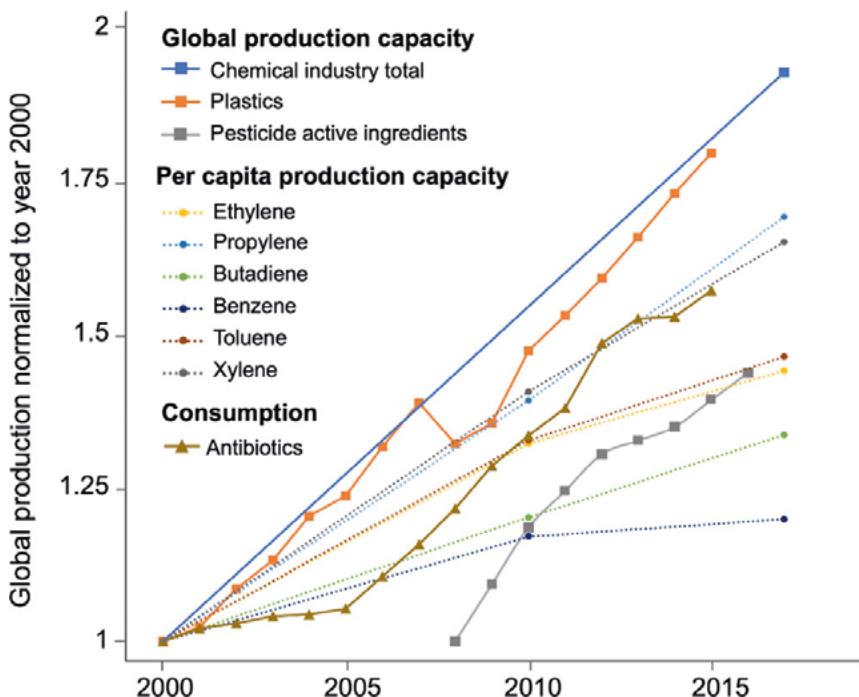
De très grandes quantités et diversités de composés chimiques ont ainsi envahi notre environnement proche, et ce faisant nos modes de vie. Cela tout en générant de nouveaux comportements, en façonnant une large part de nos activités domestiques et professionnelles, et en s'intégrant fermement dans les cycles économiques, créant ainsi des formes de dépendance.

2. Les données du programme TRI (Toxic Releases Inventory) sont accessibles sous ce lien : <https://www.epa.gov/toxics-release-inventory-tri-program>.

3. <https://worldminetailingsfailures.org/>.

De fait, depuis 1970, à l'échelle mondiale, la production de l'industrie chimique a été multipliée par cinq, et par trois dans les pays développés. Cette tendance, dont la croissance relative excède celles des autres facteurs du changement global (gaz à effets de serre, apports azotés, etc.), n'est pas appelée à diminuer (Bernhardt *et al.*, 2017). À tel point que, début 2022, un collectif d'experts réuni dans le cadre d'un projet du Conseil européen de la recherche (établi par l'Union européenne) parvenait au constat suivant : le rythme croissant de la production [cf. quelques exemples en figure 2 pour la période 2000-2017], et le rejet de volumes de plus en plus importants d'agents de pollutions chimique et biologique présentant des risques potentiels divers, **rendent les sociétés inaptes à effectuer des évaluations et des contrôles quant à leur sûreté [vis-à-vis de l'homme et de l'environnement]**. Il estime ainsi que la limite planétaire a désormais été atteinte en la matière, et appelle à des mesures urgentes de maîtrise de ces processus (Linn *et al.*, 2022).

Figure 2



Tendances mondiales actuelles à la hausse de la production de l'industrie chimique, exprimées en termes de croissance relative entre 2000 et 2017 : 1. Capacité de production mondiale pour l'ensemble de l'industrie chimique, la production de plastiques et les ingrédients actifs des pesticides ; 2. Capacité de production par habitant en poids pour les principaux monomères et solvants : benzène, butadiène, éthylène, propylène, toluène et xylène ; 3. Consommation mondiale d'antibiotiques.

D'après Linn *et al.*, 2022

Ces agents de pollutions, chimique et biologique, correspondent aux contaminants (résidus de pesticides, de médicaments, de composés industriels, etc.) et autres matériaux ou organismes synthétisés/manufacturés, qui ne sont pas nativement constitutifs du système terrestre. Ils concernent aussi des éléments naturels, par exemple les nutriments ou les hormones, ou les métaux dits « lourds » (cf. Glossaire) et certains métalloïdes (tels l'arsenic, l'antimoine, ou le bore), mobilisés et concentrés par les activités anthropiques. Un rapport de 2022 pour Eurométaux (Gregoir et van Acker, 2022) estime ainsi que pour atteindre les objectifs de l'Accord de Paris, les productions mondiales de nickel, de cobalt et de lithium, boostées par la transition énergétique, devraient respectivement, et pour les seules trente prochaines années, connaître une augmentation d'environ 170 %, 400 % et 2 100 %, respectivement, par rapport aux volumes, déjà considérables, extraits en 2020.



Illustration 1 : Exploitation minière de nickel, Nouvelle-Calédonie

© Agnès Poijet / OFFB

En parallèle, le nombre de formules chimiques identifiées au registre international des produits chimiques (base de données de la Chemicals American Society, CAS⁴) est passé de vingt millions en 2000 à plus de deux cents millions en 2023 !

Cette « chimiodiversité » est vraisemblablement l'une des raisons de l'attention trop limitée accordée à la pollution chimique dans les discours sur le changement planétaire, sa nature protéiforme ne pouvant pas être facilement transcrive par un paramètre ou un résultat unique, comme c'est le cas pour d'autres facteurs, tels que la température moyenne mondiale ou le CO₂ atmosphérique (Sigmund et al., 2023).

Les tendances inflationnistes du secteur de la chimie industrielle, tant en volume qu'en diversité, sont impulsées par les prix bas auxquels sont acquises des matières premières, et par les nombreux champs d'innovations technologiques, qui ont, pour certains, déjà pu faire l'objet d'analyses prospectives, au regard de leurs plausibles impacts polluants, très préoccupants, sur la biodiversité (Green et al., 2023).

Par contraste, le très faible degré d'information disponible sur la majorité des composés ainsi synthétisés se traduit dans le champ de la recherche en écotoxicologie, qui reste très ciblé, avec seulement soixante-cinq composés représentant à eux seuls la moitié de toutes les substances étudiées dans la littérature scientifique de ce début du vingt et unième siècle, au regard des dizaines de milliers de substances susceptibles d'être émises dans l'environnement (Kristiansson et al., 2021). Certes, des bases de données compilent désormais de nombreux résultats scientifiques : citons, par exemple, la base ECOTOX de l'agence de protection de l'environnement aux États-Unis⁵, qui fournit des données sur l'écotoxicité pour une douzaine de milliers de composés et espèces écologiques, avec plus d'un million de résultats d'essais provenant de près de cinquante mille références, ou les très riches bases de données de l'association Norman en Europe⁶). Mais en dépit de cela, il subsiste une vaste majorité de composés pour lesquels les connaissances scientifiques sont faibles, voire inexistantes, et une expansion continue du domaine de l'écotoxicologie reste impérative pour faire face à la diversité sans cesse croissante des produits chimiques utilisés par la société. Il en est de même dans le champ de la surveillance chimique environnementale, et plus largement dans celui des connaissances relatives aux pollutions et à leurs impacts.

4. <https://www.cas.org/cas-data/cas-registry>.

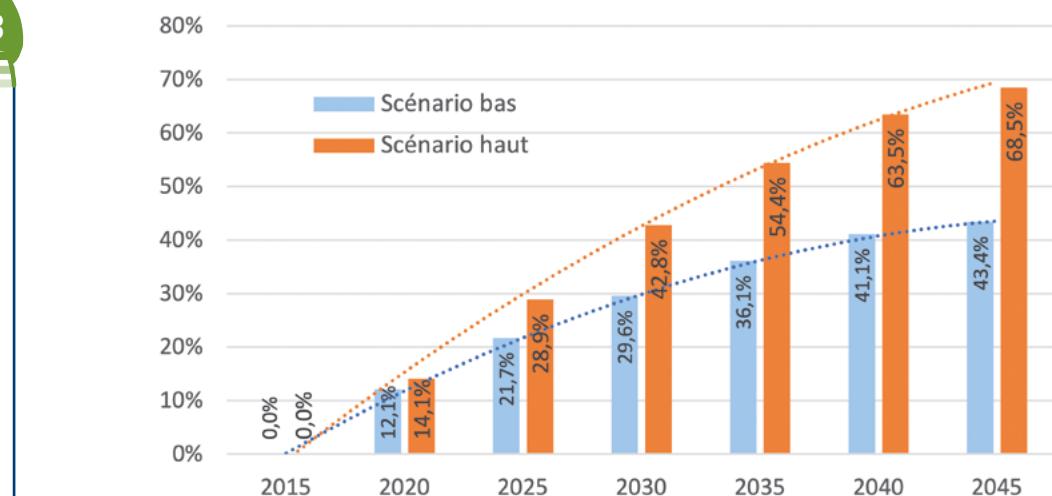
5. <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>.

6. <https://www.norman-network.net>.

S'agissant de l'Europe, une étude suédoise (Bolinius *et al.*, 2018) a objectivé le fait que les volumes globaux de consommation des composés de synthèse en Europe étaient assez stables depuis le début du XXI^e siècle, mais que le stock en circulation tend à s'amplifier, aggravant les risques de fuite vers l'environnement.

La consommation est appelée à s'accroître très significativement pour certaines catégories de composés, comme les médicaments, à une échelle globale *via* l'amélioration de l'accès aux produits de santé de nombreux pays en voie de développement et densément peuplés, et, en Europe, notamment du fait du vieillissement des populations (Civity, 2017) (estimations entre +40 % et +70 % en Allemagne d'ici 2045, cf. Figure 3).

Figure 3



Fourchettes d'accroissement prévu, par rapport à 2015, de l'usage des produits pharmaceutiques en Allemagne jusqu'en 2045.
D'après Civity, 2017

Il convient néanmoins d'avoir à l'esprit que, d'une façon générale, les tonnages des milliers de composés de synthèse effectivement mis sur le marché sont des informations peu précises, lorsqu'elles sont accessibles. Pour la majorité des substances, les émissions vers l'environnement ne peuvent à ce jour être évaluées qu'avec une très forte incertitude pouvant souvent représenter plusieurs ordres de grandeurs à l'échelle européenne. (Breivik *et al.*, 2012)

L'information gagne en qualité pour certains secteurs, comme celui des produits phytopharmaceutiques (PPP) en France avec sa Banque nationale des données de ventes-distributeurs (BNV-D), pour lequel des données d'achat sont désormais accessibles jusqu'à l'échelle communale. Ces informations, bien que de nature déclaratives, sont essentielles à l'évaluation des émissions vers l'environnement et des risques associés. Des améliorations restent toutefois nécessaires en termes de fiabilité et de précision sur l'utilisation effective de ces substances et spécialités phytopharmaceutiques associées. Les fiches de phytopharmacovigilance éditées par l'ANSES ont permis, à cet égard, des avancées ces dernières années⁷.

7. <https://www.anses.fr/fr/content/fiches-de-phytopharmacovigilance-pvv>.

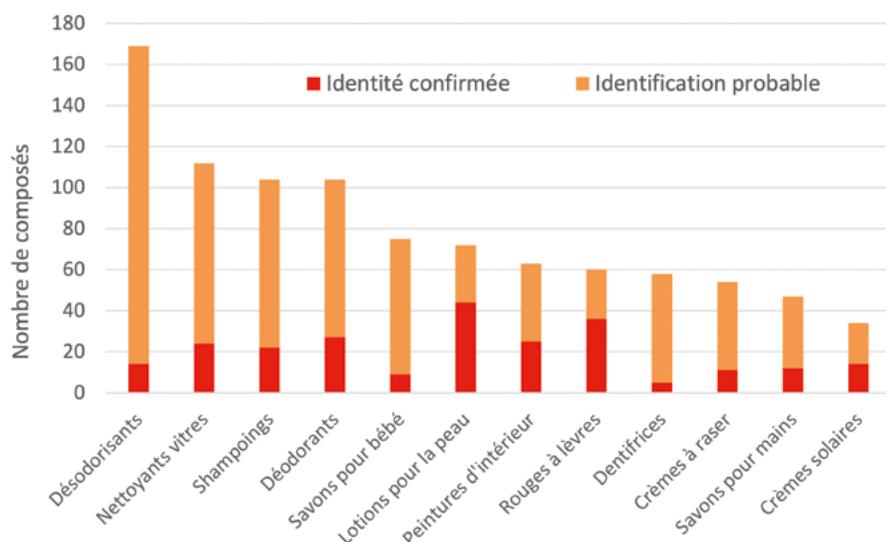
1.3 - Le besoin de transparence et de traçabilité quant à la composition et à la nocivité environnementale des produits mis sur le marché

À l'exception de certains composés (dont les métaux, certains retardateurs de flammes ou des perfluorés), la majorité des substances chimiques sur le marché sont des composants spécifiques de gammes de produits assez restreintes (c'est-à-dire ayant des applications ciblées).

Par contre, chacune de ces gammes de produits peut impliquer une grande quantité de composants chimiques. Pour exemple, une compilation de 2017 des substances dangereuses connues pour être utilisées dans les matières plastiques a répertorié 300 à 400 composants chimiques (tels des monomères, des plastifiants, des retardateurs de flammes, des stabilisants UV, des inhibiteurs de corrosion, certains pigments, etc.) comme potentiellement présents dans un nombre limité de types de plastiques (Stenmarck *et al.*, 2017). Un état des connaissances plus récent encore fait état de plus de 16 000 composés chimiques potentiellement utilisés ou présents dans les matières et produits plastiques (Wagner *et al.*, 2024). Seulement 6 % de ces composés sont actuellement soumis à la réglementation internationale, même si un nombre beaucoup plus élevé d'entre eux sont produits en grandes quantités et induisent un potentiel d'exposition élevé. Ce serait en fait plus de 1 300 substances réglementairement classées comme « préoccupantes » qui sont commercialisées pour être utilisées dans les plastiques, et, au final, entre un et deux tiers des composés utilisés ou présents dans les types de plastiques les plus étudiés s'avèrent préoccupants. Cela signifie que des additifs toxiques peuvent être présents dans tous les types de plastiques.

En outre, ces composants peuvent également s'insérer par la suite dans le cycle de vie de nombreux autres produits, par exemple lorsque ces derniers sont fabriqués en recyclant des déchets plastiques qui les contiennent. Le problème de la maîtrise de la présence de composés toxiques dans les articles recyclés dépasse par ailleurs la seule question des plastiques. Des études récentes indiquent par exemple que certains pesticides interdits en Europe sont très présents dans les textiles recyclés, et susceptibles d'être libérés vers l'environnement lors de leurs utilisation et fin de vie (Szabo *et al.*, 2024). Cette incorporation non souhaitée de contaminants se traduira ensuite par l'utilisation accrue d'énergie, d'eau, de ressources, mais aussi de solvants pétro-sourcés (Sherwood, 2020), lors des processus ultérieurs de recyclage, remettant ainsi en question l'intérêt initial de l'économie circulaire, largement fondée sur ces recyclages.

Certains travaux d'analyses par criblage chimique (tels ceux de Philipps *et al.*, 2018) confirment bien l'intuition que les formulations de produits de consommation courante contiennent bien plus de composés chimiques que ceux identifiés dans les fiches signalétiques réglementaires : plusieurs dizaines de composés non enregistrés dans les fiches signalétiques de ces produits y sont en effet révélés via ces analyses de façon sûre ou probable (cf. Figure 4). Quant au nombre de composés qui sont repérés présents mais non identifiables, il est encore dix fois supérieur. Ce n'est pas surprenant si l'on considère que ces fiches ne sont tenues de signaler que les composés chimiques officiellement reconnus pour présenter des dangers (en Europe, ces derniers sont identifiés dans la réglementation en tant que « Substances Of Very High Concern », SVHC).



Formulations commerciales américaines courantes. Composés absents des fiches produits bien qu'identifiés par criblage chimique. Figure adaptée de Philipps et al., 2018, avec l'aimable autorisation de J. Wambaugh (Agence américaine pour la protection de l'environnement, US-EPA)

La récente loi française Anti-gaspillage et économie circulaire (AGEC) vient transposer les dispositions réglementaires européennes sur l'étiquetage et l'information aux usagers de la présence de substances SVHC (mais spécifiquement pour les produits « générateurs de déchets ») (ANSES, 2020). Il faut cependant savoir que, si les produits à usage professionnel font l'objet de contraintes d'étiquetage bien encadrées, la réglementation actuelle, en revanche, n'oblige pas les marques à informer directement les consommateurs via leurs étiquettes ou emballages.

L'application numérique « Scan4Chem », recommandée par les pouvoirs publics, permet en revanche désormais aux consommateurs d'accéder à ce type d'informations en scannant le code-barres des articles. Elle permet également de contacter les marques, en cas d'absence d'information. Mais Scan4Chem interroge uniquement le contenu des produits. Les mélanges qui constituent les contenus des marchandises ne sont pas couverts : les liquides et les poudres (peintures, laques...), les médicaments et les produits pharmaceutiques, les cosmétiques, les produits ménagers et détergents, les produits phytosanitaires et biocides (pesticides). Or, comme nous le verrons plus loin, aux côtés des plastiques, ce sont surtout ces formulations qui sont les plus problématiques en termes d'impact toxique sur les écosystèmes.

Cela dit, quand bien même l'étiquetage des substances présentes dans les produits est encadré ou disponible, ces informations ne sont pas toujours garanties, voire révèlent des infractions à la réglementation. Ainsi, en tant qu'autorité de protection des consommateurs, la direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF) mène chaque année un plan de contrôle des produits biocides et des détergents pour garantir la sécurité des consommateurs et leur bonne information. À l'occasion de contrôles menés en 2019, les enquêteurs de la DGCCRF ont ciblé certains produits afin de faire réaliser des analyses. 223 prélèvements ont été effectués concernant 149 produits biocides et 119 détergents. 110 produits se sont révélés non conformes (dont près de 80 pour non-respect du règlement sur la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et des mélanges, dit « règlement CLP », avec 7 détergents qui ont été déclarés non conformes et dangereux et qui ont fait l'objet des suites appropriées, dont des mesures de retrait/rappel)⁸.

Ces mêmes contrôles, menés cette fois pour le secteur des cosmétiques en 2017 chez des fabricants et au niveau de la distribution, avaient conduit au retrait des rayonnages de plus de 140 références de produits cosmétiques contenant des substances prohibées⁹.

8. <https://www.economie.gouv.fr/dgccrf/surveillance-de-la-mise-sur-le-marche-des-produits-biocides-et-des-detergents>.

9. <https://www.economie.gouv.fr/dgccrf/laction-de-la-dgccrf/les-enquetes/produits-cosmetiques-140-references-non-conformes-retirees>.

Sur la base d'enquêtes menées en 2020 et 2021 par la DGCCRF¹⁰ auprès d'un millier d'établissements, ce sont aussi près de 40 % des produits phytopharmaceutiques (PPP) analysés qui se sont avérés non conformes. Les principales anomalies analytiques relevées concernaient les teneurs en substances actives (38 % des prélèvements en 2020 et 32 % en 2021) et l'étiquetage (20 % en 2020 et 8,7 % en 2021 pour les anomalies sans lien avec les substances actives). Des cas de surdosage des produits insecticides ont notamment été relevés, avec des impacts potentiels importants sur la biodiversité.

En 2023, les inspecteurs de l'environnement de l'OFB, aux côtés de la gendarmerie nationale et de la brigade nationale d'enquêtes vétérinaires et phytosanitaires, ont pour leur part intensifié leurs missions de lutte contre le trafic de PPPs, démantelant avec succès plusieurs réseaux de dimension internationale. Les condamnations prononcées dans chaque affaire révèlent l'ampleur des activités illicites, tandis que les quantités de PPP professionnels saisies et confisquées soulignent la gravité de la situation. De fait, au travers d'une étude mandatée par la Commission européenne sur le commerce des pesticides contrefaits et illégaux, il apparaissait déjà en 2015 que ceux-ci représentaient près de 14 % du marché européen des produits phytopharmaceutiques (FCEC, 2015).

Les particuliers qui achètent ce type de produits sont en infraction et commettent un délit puni de six mois d'emprisonnement et d'une amende de 150 000 euros.

D'une façon générale, la croissance exponentielle du commerce électronique complique la possibilité de contrôler les produits. En effet, en permettant au consommateur d'acheter un produit directement dans un pays tiers, il remet en cause les pratiques de contrôle traditionnelles, qui perdent leur efficacité. Une étude menée en 2021 sous l'égide de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) a ainsi montré que trois quarts des produits vendus en ligne ciblés par l'étude n'étaient pas conformes aux normes européennes (ECHA, 2021). Une autre étude, de 2023, a été menée pour le compte de l'IMCO, la commission chargée du contrôle législatif et de l'examen des règles de l'UE relatives au marché unique, y compris le marché unique numérique, les douanes et la protection des consommateurs. Elle fait le constat que, d'un point de vue législatif, il n'existe pas d'instrument politique européen global et intégré couvrant la production et la consommation durables de tous ces produits, ni la disponibilité et la fiabilité des informations sur ces produits pour les consommateurs (Collini *et al.* 2022). Parmi les recommandations formulées par cette étude, notons celle visant à mettre en place un système garantissant la fiabilité des informations sur les incidences en matière de développement durable : cela en harmonisant les méthodes d'évaluation de l'empreinte environnementale du commerce électronique et en veillant à ce qu'elles soient communiquées aux consommateurs de manière transparente et facile. À cet égard, une toute récente évolution du règlement européen sur la classification et l'étiquetage des produits chimiques est venue imposer que les informations sur la présence de substances dangereuses soient affichées sur les sites de vente à distance¹¹.

Cette situation montre que réguler le commerce des substances nocives pour l'environnement par la seule voie de la législation semble peu réaliste, et que, dès lors, **il est fondamental de privilégier la transition, dans les différents secteurs de l'économie, vers des systèmes alternatifs sobres en produits chimiques.**

10. <https://www.economie.gouv.fr/dgccrf/les-produits-phytopharmaceutiques-la-loupe>.

11. Article 48bis du règlement (UE) 2024/2865 du Parlement européen et du Conseil.

1.4 - Des coûts socio-économiques majeurs, et de grands défis pour les politiques publiques internationales

Une estimation prudente du programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) suggérait déjà en 2013 qu'en termes de valeur économique, **au moins un quart des pertes totales de services rendus aux humains par la nature (désignés par l'expression « services écosystémiques ») était attribuable à la pollution chimique** (PNUE, 2013).

Les répercussions économiques de ces pertes, bien que difficiles à estimer précisément, sont majeures. À titre d'exemple, d'après une évaluation du WWF (Fonds mondial pour la nature), le coût réel induit par l'usage des matières plastiques, pour l'environnement et pour la société (incluant par exemple, leur recyclage ou leur destruction), est au moins dix fois plus élevé que son prix de marché (celui payé par les producteurs primaires de matière plastique) (Dalberg *et al.*, 2021). Selon ces travaux, le coût effectif pour la société de la pollution induite par le seul plastique produit mondialement en 2019 serait, pendant sa durée de vie estimée, d'au moins 3 700 milliards de dollars, un montant supérieur au PIB de la France, et ce en ne tenant compte que des impacts sur les écosystèmes marins. Des coûts pour la société tout aussi démesurés sont désormais avancés pour les PFAS, en matière de dépollution des eaux et des sols. Ces travaux suggèrent même que si le rythme auquel ces substances sont aujourd'hui produites était conservé, le PIB mondial ne suffirait pas à financer le maintien du niveau de pollution actuel (Ling, 2024).

D'une façon générale, notre incapacité à estimer ou prendre en compte correctement les coûts environnementaux réels des produits d'origines pétrochimique ou minière conduit à une mauvaise gestion de ces matériaux, et à des coûts écologiques, sociaux et économiques croissants.

En écho ce type de constats, et à cette échelle planétaire, trois des objectifs de développement durable (ODD) de l'ONU à l'horizon 2030 traitent directement, depuis leur définition dès 2015, de la pollution chimique : l'ODD n°6 « Eau propre et assainissement » (intégrant la protection et la restauration des écosystèmes liés à l'eau), l'ODD n°12 « Consommation et production durable » (qui comprend la gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques et de tous les déchets tout au long de leur cycle de vie) et l'ODD n°14 « Vie marine » (visant notamment à prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres). Ces objectifs et les cibles plus précises qui leur sont associées ont vocation à constituer des orientations structurantes pour les États, dans la mise en œuvre et l'évaluation de leurs politiques en matière de régulation des pollutions.

En arrière-plan de ces dispositions, il importe aussi d'avoir à l'esprit que, selon l'OCDE, une centaine de pays ne disposent toujours pas de cadres réglementaires pour gérer les risques liés aux produits chimiques et à leur commercialisation.

En mars 2022, l'Assemblée générale des Nations unies pour l'environnement a décidé qu'un groupe intergouvernemental scientifique et politique sur les produits chimiques et les déchets devrait être créé au niveau mondial, comparable à l'IPBES pour la biodiversité (plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques), ou au GIEC pour le changement climatique (groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat), (Ågerstrand *et al.*, 2023).

Plus récemment encore, le Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal (CDB, 2022) adopté par la quinzième conférence des parties (COP 15, décembre 2022) de la convention des Nations unies sur la diversité biologique (CDB ou convention de Rio), a explicité, au travers de sa cible très ambitieuse n°7 **d'éradication d'ici à 2030 de toutes nuisances polluantes sur les écosystèmes, la priorité donnée à la prévention de la pollution plastique, et à la réduction d'au moins 50 % de la pollution causée par l'excès d'éléments nutritifs, de pesticides et autres produits chimiques dangereux.**

Ces objectifs sont similaires aux ambitions du Plan d'action européen « Zéro pollution pour l'air, l'eau et le sol » (COM, 2021a) publié, peu avant, en mai 2021, mais avec la nuance importante que l'éradication des impacts polluants sur les écosystèmes n'était inscrite dans ce dernier plan qu'en tant que « vision », et pas comme une cible opérationnelle. Ce plan est intégré au Pacte vert européen lancé fin 2019 (COM, 2019a), qui doit structurer pour les années à venir les politiques communautaires sur les pollutions. En février 2024, notamment face à l'opposition d'une grande partie du monde agricole, le Parlement et la Commission européenne ont finalement renoncé à formuler des objectifs chiffrés de réduction pour les pesticides, et reporté à plus tard l'édition d'une politique explicite sur ce sujet.

À l'inverse, parmi la communauté scientifique, des voix se sont assez vite élevées pour revendiquer la nécessité d'accroître encore le niveau d'ambition des objectifs de la COP 15, afin d'y inclure explicitement d'autres polluants comme les biocides non agricoles, les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), les métaux lourds et les substances chimiques perturbatrices du système endocrinien (Mueller et al., 2023). Elles ont en outre insisté sur l'importance de réviser régulièrement les données sur les polluants émergents (par exemple, les éléments de terres rares, les produits chimiques industriels toxiques et persistants, les monomères de cristaux liquides, les produits pharmaceutiques, les produits de soins personnels...) dans le but de les intégrer ensuite à l'objectif 7 de la CDB.

Si l'on considère le problème sous le prisme du concept « Une seule santé » (*One Health*) promu par l'Organisation mondiale de la santé (OMS), l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), préserver la biodiversité, c'est également préserver notre santé, et vice versa : les mesures de gestion des produits dangereux pour l'être humain bénéficient aussi à la biodiversité.

Au regard de ce contexte global, en France, la stratégie nationale biodiversité 2030 (SNB 2030) publiée en novembre 2023 a également précisé sa prise en considération des pressions polluantes. Elle expose dix-sept mesures clés sur quarante identifiées comme contribuant à la cible n°7 de la CDB. Trois d'entre elles ciblent spécifiquement le périmètre du présent ouvrage :

- Mesure 6 : Réduire les pollutions diffuses d'origine agricole ;
- Mesure 7 : Lutter contre la pollution plastique dans le milieu naturel ;
- Mesure 8 : Réduire les pollutions chimiques et leurs impacts sur la biodiversité.

2

Intoxication de la nature : ce que nous savons

- | | | |
|-------|---|----|
| ■ 2.1 | Les principales voies de transfert des polluants vers l'environnement | 25 |
| ■ 2.2 | La biodiversité des écosystèmes terrestres. Résister à la dispersion et à l'accumulation des contaminants | 27 |
| ■ 2.3 | La biodiversité aquatique continentale. Survivre dans les eaux de l'anthropocène | 45 |
| ■ 2.4 | La biodiversité marine : des écosystèmes complexes particulièrement vulnérables aux pollutions | 57 |
| ■ 2.5 | Les pollutions ignorent les frontières entre les compartiments écologiques | 61 |
| ■ 2.6 | Au bilan : une nature intoxiquée | 64 |

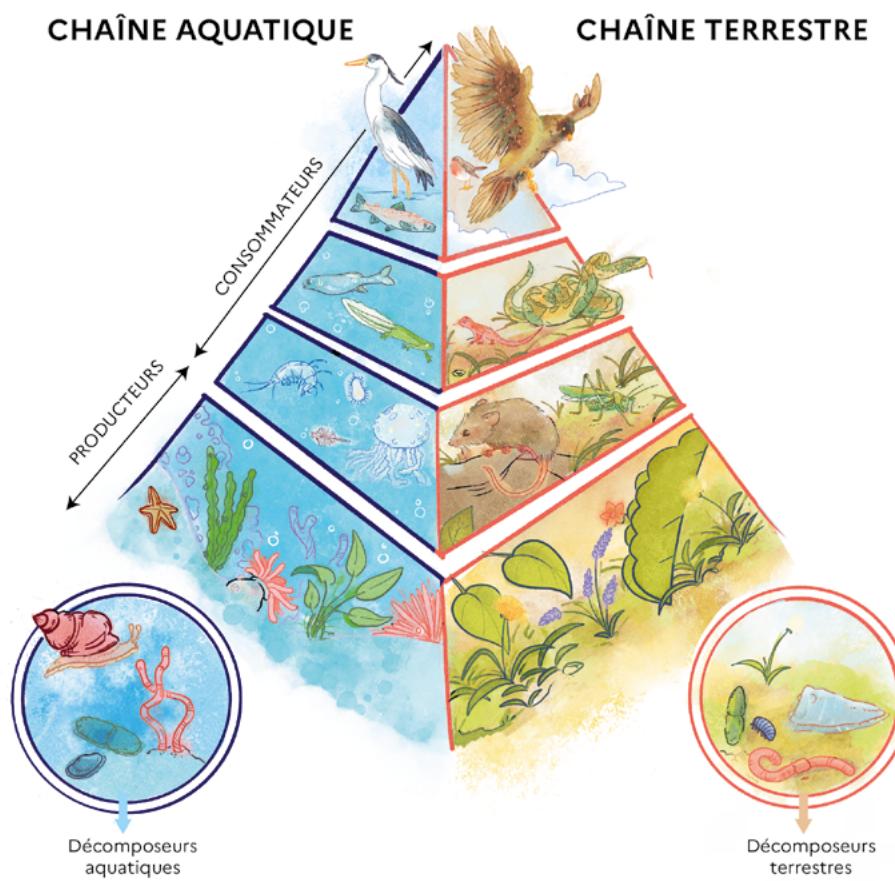
Évaluer et comprendre les effets sur les écosystèmes et sur les populations humaines causés par les produits chimiques est un immense défi, car les contaminants sont présents dans l'environnement en de vastes gammes de mélanges complexes et inconnus, avec des propriétés et des potentiels d'effets très divers et encore largement méconnus, directs ou indirects (par exemple une perturbation de la chaîne alimentaire), dont la sévérité dépend par surcroît souvent de différents facteurs environnementaux (Köhler & Triebeskorn, 2013). D'une façon générale, ces effets peuvent s'exercer à l'échelle des individus comme à celle de leurs populations, ou des communautés biologiques (populations des diverses espèces interagissant au sein d'un écosystème). Ils peuvent diminuer la capacité de survie et d'adaptation des espèces, par exemple *via* l'altération de leur comportement (Michelangeli *et al.*, 2022), de leurs performances de reproduction (Lucinda *et al.*, 2020 ; Marlatt *et al.*, 2022) ou de résistance aux maladies (Czerwinski & Sadd, 2017 ; Feldhaar & Otti, 2020).

Les chapitres suivants de cette seconde partie de notre synthèse s'attachent à restituer de façon représentative (mais non exhaustive) une variété d'effets des pollutions chimiques sur la biodiversité, qui, en dépit des difficultés évoquées ci-dessus, ont pu à ce jour être avérés scientifiquement, et ce dans les trois principaux types d'écosystèmes : milieux terrestres, milieux aquatiques continentaux, et milieux marins.

Les impacts sur la biodiversité, tels que documentés par la littérature scientifique, sont souvent déclinés selon les fonctions des espèces concernées dans ces écosystèmes (en particulier selon leurs rôles de décomposeurs, de producteurs primaires, ou de consommateurs de biomasse), organisées par niveaux dans les chaînes alimentaires (cf. Figure 5). Le microbiote, la faune des invertébrés (dont les arthropodes que sont les crustacés, arachnides, insectes...) et la flore en constituent les niveaux « inférieurs » – qualificatif qui ne doit pas masquer qu'ils sont en fait les éléments les plus structurants pour l'intégrité des écosystèmes (étage basal de la pyramide des espèces) – Les vertébrés (herbivores, carnivores), occupent les niveaux « supérieurs ». Ces termes seront repris dans la suite du chapitre pour qualifier les segments de biodiversité examinés.

Figure

5



Crédits : schéma adapté par Rouge vif

Représentation schématique des fonctions et niveaux trophiques (positions dans la chaîne alimentaire) des espèces dans les écosystèmes terrestres et aquatiques.

Lors de nos recherches bibliographiques, nous avons privilégié les études relatant des observations *in natura*, par contraste avec les résultats de travaux menés en laboratoire, dont la représentativité écologique est moindre.

S'agissant spécifiquement des pesticides et des plastiques agricoles, notons ici que deux expertises scientifiques collectives portées l'une par l'INRAE et l'Ifremer (Leenhardt *et al.*, 2022), et l'autre par l'INRAE et le CNRS (Duquesne *et al.*, 2025), sont venus documenter ces aspects de façon plus poussée. La présente synthèse reprend en partie ces résultats, en les complétant parfois au travers d'une bibliographie actualisée s'agissant des pesticides.

2.1 - Les principales voies de transfert des polluants vers l'environnement

Les cheminements qui amènent, depuis leur source, les substances chimiques de synthèse jusqu'aux organismes vivants présents au sein de la nature, sont extrêmement diversifiés. Selon où l'on se place dans le cycle de vie des substances et produits chimiques, ces cheminements trouvent leur origine au niveau de sources de pollution que l'on pourrait qualifier de « primaires » (sites de production ou d'extraction), « secondaires » (lieux d'utilisations professionnelles ou privées des produits, tels que la maison, les usines ou les champs, les infrastructures de transports...), ou « tertiaires » (sites de traitement ou gisement de contaminants et déchets, surfaces urbaines ou agricoles contaminées, sites industriels historiques contaminés, stocks de contaminants dans l'atmosphère et les océans, dégradation et désagrégation des matériaux dans l'environnement...). La figure 6 propose, dans le cas particulier de l'environnement urbain, une illustration de la typologie des sources polluantes pour les eaux : source primaire ou secondaire pour l'industrie, secondaire pour les centres de soin, artisans, ménages, activités de la collectivité, sols imperméabilisés ou agricoles, et, en tant que sources tertiaires, **stations de traitement des eaux usées (STEU)** ou déversoirs d'orage.

Figure

6

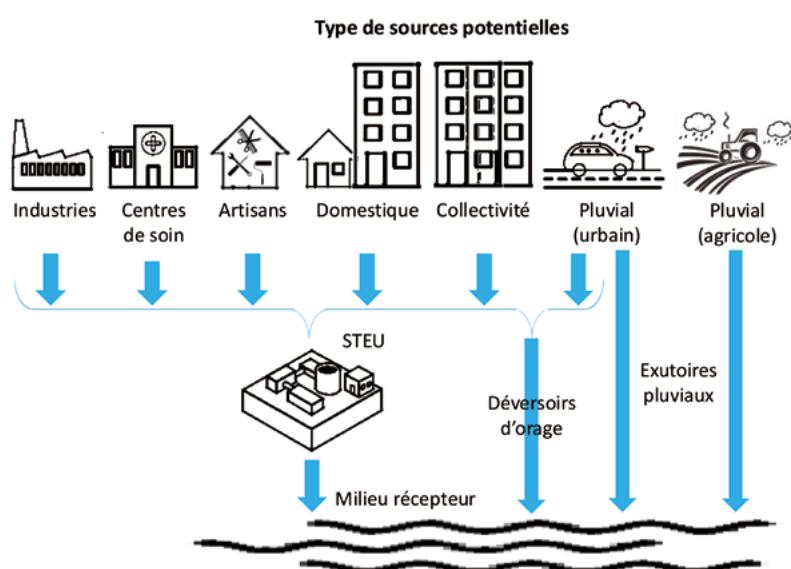


Illustration des différentes voies d'apports de polluants urbains au milieu aquatique récepteur
Source : Marion-Justine Capdeville / Suez-Regard

Les grands vecteurs physiques naturels du transfert des contaminants vers l'environnement sont l'eau (en-trainement par le ruissellement/lessivage des surfaces, ou par l'infiltration des eaux de pluie, puis transport au sein des cours d'eau), et les mouvements aériens, qui propagent et dispersent les émissions de gaz et particules.

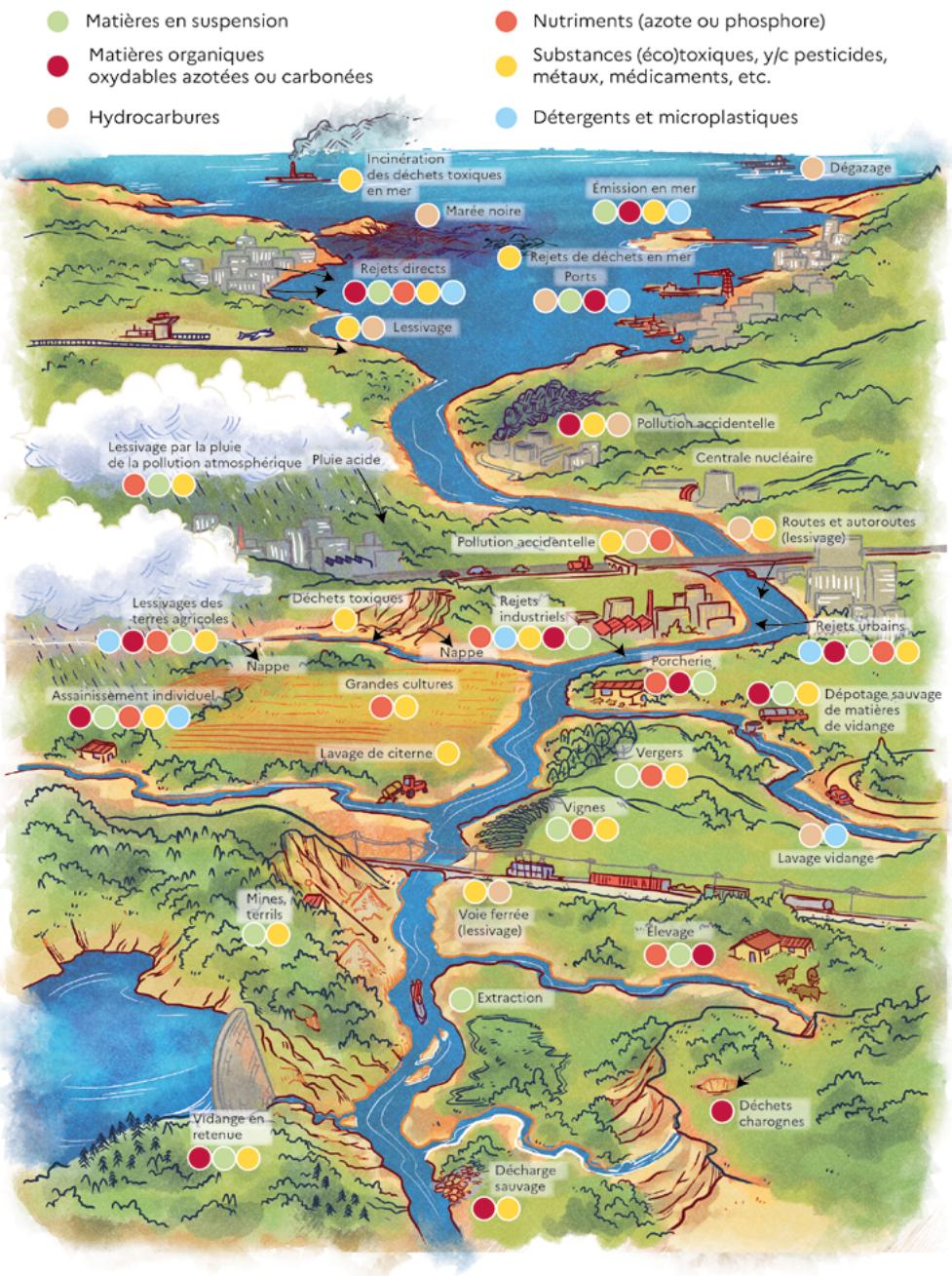
À cela, il convient d'ajouter les vecteurs proprement humains, que sont les eaux des réseaux utilisées dans les process industriels, ou à la maison et plus largement dans la ville, pour évacuer les résidus chimiques et organiques en tous genres ; le transport terrestre, aérien ou maritime des matières ; l'extension des surfaces artificialisées, ou encore l'épandage volontaire de produits (fertilisants, pesticides...).

La figure 7 élargit le champ de vision et illustre les différentes origines et voies de transferts des contaminants chimiques vers les différents compartiments écologiques (sols, nappes et cours d'eau, mer).

Figure

7

ORIGINE POTENTIELLE ET NATURE DES POLLUTIONS



Origines et nature de différents types de pollution

Credits : schéma adapté par Rouge vif

Les contaminants ainsi exportés vers les écosystèmes sont plus ou moins dégradés lors de leur migration dans l'environnement (dégradation physico-chimique, ou biodégradation/métabolisation du fait d'agents biologiques, typiquement microbiens), puis atteignent les organismes vivants, qui y sont exposés directement (par voies membranaire ou dermique, respiratoire, ou par ingestion), avec parfois une accumulation des contaminants dans ces tissus (phénomène appelé « bioaccumulation »). L'exposition s'effectue également par transfert trophique, du bas vers le haut de la **chaîne alimentaire**, avec une possible amplification des concentrations dans les tissus vivants lors de ces transferts (phénomène appelé « bioamplification »), les contaminants les plus persistants étant dilués dans une biomasse progressivement décroissante.

La figure 5 illustre de façon schématique cette chaîne alimentaire et la réduction des biomasses selon les niveaux trophiques (pyramide écologique), dans un rapport de 1 à 1 000 de sa base au sommet. Les décomposeurs se trouvent pour leur part spécifiquement exposés aux contaminants de par leur fonction de recyclage de la matière organique.

Notons pour finir que l'impact des composés écotoxiques sur la biodiversité n'est pas systématiquement proportionnel au niveau de contamination du milieu physique. Il dépend de facteurs nombreux et diversifiés : degré d'interrelation et d'interdépendance entre les milieux physiques et leur biocénose, durée et intensité des contaminations, résilience naturelle des milieux, capacités d'adaptation et résilience des biocénoses, degré et efficacité de réhabilitation des milieux impactés, etc.

2.2 - La biodiversité des écosystèmes terrestres. Résister à la dispersion et à l'accumulation des contaminants

La liste rouge de l'IUCN a récemment été utilisée pour cartographier les menaces qui pèsent sur les vertébrés terrestres à l'échelle mondiale (Harfoot *et al.*, 2021). Les zones à risque élevé associées aux pollutions s'y illustrent de façon singulière en Europe, en raison notamment des impacts sur les amphibiens et les mammifères. Une analyse multidécennale menée sur plusieurs bioécorégions indique par ailleurs une baisse nette de l'abondance des invertébrés terrestres depuis les années 1980 en Europe atlantique (sans toutefois attribuer cela explicitement à la pollution), confirmant ainsi diverses observations régionales (Pilotto *et al.*, 2020).

Le compartiment écologique « sols » constitue le substrat générique sur lequel se déploient ces écosystèmes terrestres. Son intégrité au regard de la pollution toxique est donc fondamentale.

Par ailleurs, à l'instar de l'être humain, les espèces terrestres seront exposées, *via* la respiration, aux polluants atmosphériques. Cela concerne en particulier différentes classes de substances chimiques, plus ou moins volatiles, répertoriées parmi les perturbateurs endocriniens (Annamalai *et al.*, 2015).

2.2.1 Sols contaminés, sols dysfonctionnels

Un article publié en 2023 (Antony *et al.*, 2023) montre que le sol abrite probablement près des deux tiers de la biocénose de notre planète, des microbes aux mammifères. Cela fait des sols l'habitat le plus riche en biodiversité sur Terre.

On estime par ailleurs que 95 % de notre nourriture est produite directement ou indirectement dans les sols. L'intégrité de la biodiversité qu'ils hébergent ou pour laquelle ils constituent une ressource vitale est directement associée à leur santé, essentielle à l'agriculture. Cette bonne santé des sols peut en effet être approchée par un ensemble d'indicateurs reposant à la fois sur les abondances et la diversité des micro-, méso- et macro-organismes, mais aussi sur des capacités de recyclage de la matière organique et des nutriments que ces sols contiennent.

Des sols au carrefour de multiples pollutions

Les pollutions chimiques, d'origines multiples (cf. Figure 8), ont été reconnues au niveau international comme une menace majeure pour la santé et le fonctionnement des sols, et pour les fonctions et services écosystémiques qu'ils rendent (Rodríguez-Eugenio, N. et al. 2018). Il faut également noter sur cette même figure les interdépendances des compartiments « sol-air-eau », impliquant que les pressions toxiques appliquées à un compartiment sont susceptibles de se répercuter également sur les autres.

Figure

8



Les multiples voies d'apports polluants vers les sols

D'après Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. and Pennock, D. 2018 Soil Pollution : a hidden reality. Rome, FAO

Dans divers territoires, les activités historiques, agricoles (et des opérations afférentes telles que l'utilisation du cuivre et de l'arsenic en viticulture) ou industrielles (fonderies, exploitations minières, etc.) déterminent en bonne part les teneurs constatées encore aujourd'hui dans les sols. L'héritage des pollutions anciennes est très conséquent pour les sols. Une projection récente et prudente estime que l'Union européenne compte 2,8 millions de sites dont les sols sont potentiellement contaminés¹². En France, un rapport de la Cour des comptes rappelait que la connaissance des sites et sols pollués reste partielle : plus de 320 000 anciens sites industriels

12. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/progress-in-the-management-of?activeAccordion=546a7c35-9188-4d23-94e-e-005d97c26f2b>

et activités de service étaient recensés sur le territoire français fin 2021, mais seuls un peu plus de 9 300 étaient fichés comme des sites à « pollution avérée ou suspectée connus de l'État et appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif » (CC, 2022).

La contamination métallique y contribue fortement. Elle peut par exemple s'avérer néfaste pour la qualité floristique autour des sites miniers (Struckhoff *et al.*, 2013), avec des incidences écologiques parfois mises en évidence sur l'ensemble de la chaîne alimentaire locale (Espinosa-Reyes *et al.*, 2014). Les effets écologiques de telles pollutions sont susceptibles de perdurer plusieurs siècles, comme cela a pu être attesté dans les Vosges (Mariet *et al.*, 2016), et des indications d'effets de ces contaminations anciennes sur la condition physique des populations sauvages locales contemporaines (truites, mulots) ont pu être détectées dans certaines régions françaises (Camizuli *et al.*, 2014). Un rapport du Sénat avance le chiffre de 3 000 anciens sites miniers en France hexagonale (Jourda, 2020).

Les pratiques d'épandages agricoles de déchets organiques à visée de fertilisation (composts, fumiers, ou boues de stations de traitement des eaux usées « STEU ») constituent pour leur part un flux important vers les sols de métaux lourds et de certains hydrocarbures (notamment les hydrocarbures aromatiques polycycliques, ou HAP, composés principalement issus de processus de combustion incomplets). Ces épandages sont également une voie d'entrée très significative de micropolluants médicamenteux très variés (qui peuvent persister dans le sol plusieurs années) ou désinfectants (Houot *et al.*, 2014 ; Bourdat-Deschamps, 2017), mais aussi de particules de plastiques (cf. le chapitre 2.2.1. page 32 : « La question émergente de la contamination des sols par les matières plastiques », à ce sujet). Ils constituent aussi une source de composés PFAS, tels ceux qui sont désormais souvent appliqués sur les surfaces des emballages alimentaires en fibres compostables, mis sur le marché en remplacement des plastiques (Schwartz-Narbonne *et al.*, 2023).

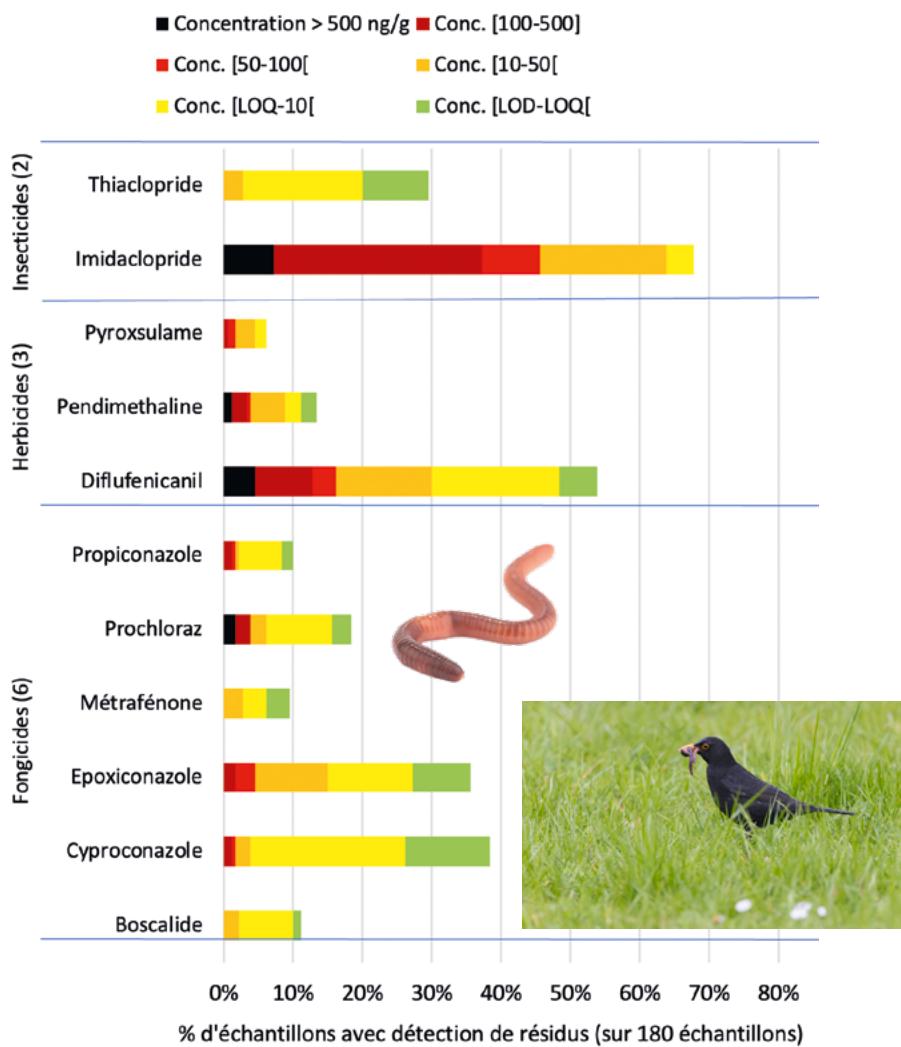
Les sols pollués peuvent, en outre, constituer une source de contaminants pour les autres compartiments de l'environnement, y compris l'eau, l'air, les aliments et les organismes, dont les humains. L'approvisionnement en eau potable est menacé par le lessivage des contaminants vers les eaux souterraines et de ruissellement. À titre d'exemple, le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE 2022-2027) du seul bassin-versant Rhône-Méditerranée-Corse identifie 281 points de captages d'eaux potables non conformes (nitrates et/ou pesticides) et prioritaires pour la mise en place de mesures de gestion.

De plus, les émissions de CO₂ et de N₂O (protoxyde d'azote) provenant de sols gérés de manière non durable accélèrent le changement climatique et contribuent à la dispersion d'éléments azotés.

Dans de nombreux pays, des réseaux de suivi de la qualité des sols se sont constitués pour identifier les menaces sur ce patrimoine naturel indispensable à nos sociétés. En France, le réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), qui archive depuis plus vingt ans des échantillons de sols et examine leur contamination en éléments, traces métalliques et en HAP, a débuté depuis peu un suivi des résidus de pesticides phytopharmaceutiques (Froger *et al.*, 2023).

L'omniprésence des pesticides

Des investigations chimiques sur la présence et la quantité de résidus de pesticides ont été conduites en France sur 180 sols du Val de Sèvre en 2016 (Pelosi *et al.*, 2021). L'imprégnation par ces pesticides des vers de terre, animaux si importants pour la fonctionnalité écologique des sols, avait pu y être mesurée (cf. Figure 9). Dans les champs de céréales traités, les concentrations dans ces organismes de certains insecticides et fongicides y étaient entre trois et soixante-douze fois plus élevées que dans les prairies. Un risque élevé de toxicité chronique pour ces organismes, associé à ces mêmes molécules, y a été constaté (46 % des échantillons), autant dans les cultures traitées de céréales d'hiver que dans les habitats non traités, qui auraient dû être considérés comme des refuges pour la biodiversité.



© Bazilphoto ; Philippe Massit / OFB

Gammes de concentration de divers pesticides imprégnant les vers de terre issus de l'examen de 180 sols français.
 Unités de mesure : ng/g = X quantité de nanogrammes par gramme ; LOD = limite de détection ; LOQ = limite de quantification.
 Figure adaptée de (Pelosi et al., 2021), et avec l'aimable autorisation, de Céline Pelosi (INRAE)

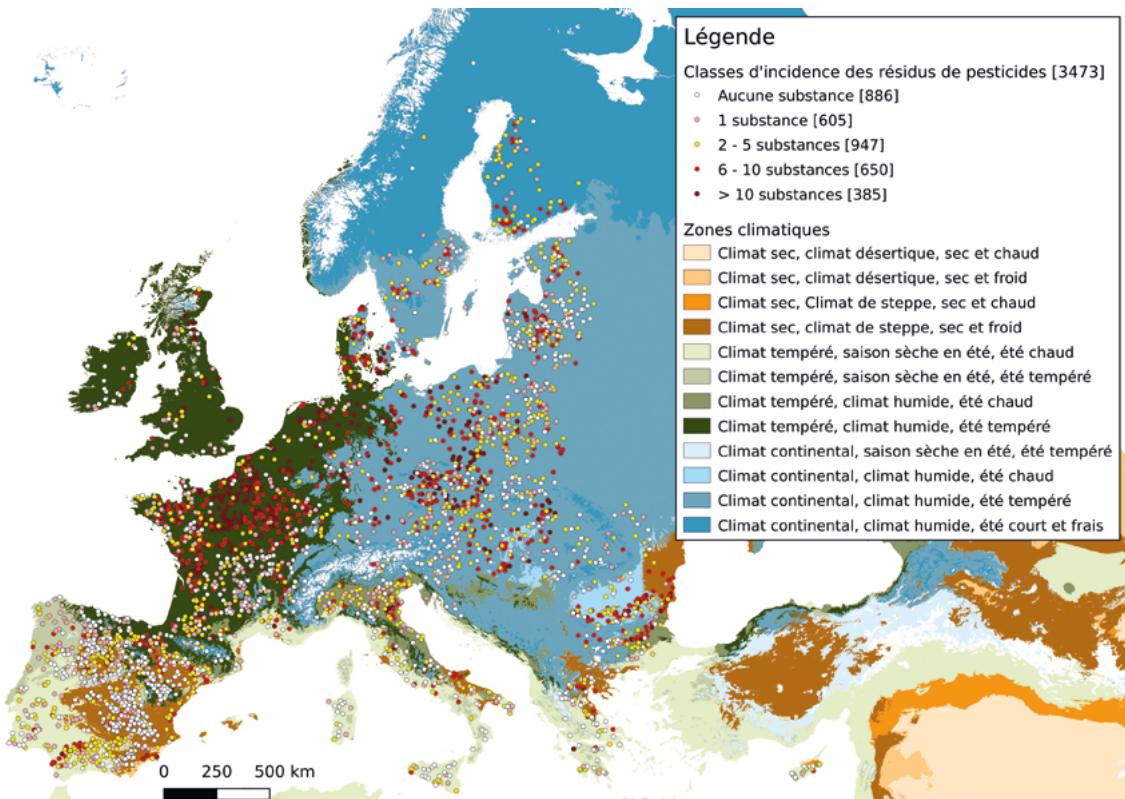
Cette omniprésence des pesticides dans les sols a pu être confirmée à grande échelle. Une première évaluation systématique de leur distribution au niveau des sols agricoles de l'Union européenne a été mise à disposition en 2023, permettant notamment d'évaluer l'efficacité des instruments réglementant les risques associés pour la santé humaine et l'environnement (Vieira et al., 2023). Sur la base d'une campagne pilote précédemment menée en 2015 (Silva et al., 2019), qui avait déjà rapporté que la majorité des 317 sols agricoles caractérisés contenaient un ou plusieurs résidus de pesticides (plus de la moitié en contenant plusieurs), 3 300 échantillons de sol ont ensuite été prélevés dans le cadre de la campagne LUCAS 2018. Y ont cette fois été recherchés 120 molécules actives de pesticides, ainsi que certains composés issus de leur dégradation, les métabolites. Cette étude, d'une représentativité sans précédent, aura montré que les résidus de pesticides dans les sols sont largement répandus dans les terres agricoles européennes échantillonnées (74,5 % des sites, et près de 85 % en France), tandis que la plupart des sites (57,1 %) présentent des mélanges de substances (deux ou plus) : cf. Figure 10. Les cultures les plus pourvoyeuses de contamination en résidus de pesticides s'avèrent être les légumes, melons, les cultures sucrières ou de racinaires/tubercules. Les fongicides sont les molécules les plus représentées en termes de diversité, mais ce sont les herbicides, et notamment leurs métabolites, qui induisent les concentrations les plus élevées.

L'analyse des données de cette campagne aura aussi mis au jour, en dépit des actions de gestion requises par les politiques environnementales de l'UE, une augmentation du risque écotoxicique pour la faune du sol (liée à une

augmentation des usages), par rapport à l'évaluation pilote de 2015. De façon très cohérente avec les résultats de Pelosi *et al.*, évoqués plus haut, les insecticides sont le facteur de toxicité le plus fréquent pour les organismes s'agissant des sites présentant le risque le plus élevé, suivis par les fongicides (les cibles biologiques testées sont cependant uniquement des invertébrés, groupe d'espèces particulièrement sensibles aux insecticides). Dans les cultures céréaliers, le risque est lié à la fois aux insecticides et aux fongicides. Dans les cultures de fruits et noix ainsi que pour les légumes et les melons, les insecticides sont le principal facteur de toxicité, tandis que les fongicides sont à l'origine du risque dans les cultures sucrières, les cultures de graines oléagineuses et les fruits oléagineux, les cultures de racines/tubercules et les pommes de terre. Enfin, parmi les substances trouvées, il a également été possible d'identifier, dans 12 % des sols, des substances qui n'avaient plus d'utilisations agricoles autorisées au moment de l'étude.

Figure

10



*Distribution spatiale des degrés de contamination des sols par des résidus de pesticides, en regard des diverses zones climatiques européennes. D'après Vieira *et al.*, 2023*

Ce constat d'omniprésence des pesticides dans les sols est renforcé par des observations contemporaines des précédentes (Froger *et al.*, 2023), limitées cette fois à la France, où les pesticides sont trouvés dans 98 % des 47 sites investigués, y compris dans des zones non traitées telles que des champs en culture biologique, des forêts, des prairies et des friches industrielles, avec jusqu'à 33 substances différentes détectées dans un seul échantillon, principalement des fongicides et des herbicides. L'évaluation de risque écotoxicité sur les vers de terre, menée sur la base de ces analyses, met toutefois plutôt en avant un impact écotoxicité attendu de la part des résidus d'insecticides.

D'autres travaux avaient précédemment montré que les sols travaillés en agriculture biologique ne sont pas exempts de pesticides, mais que leur présence est très nettement moindre (teneurs de 70 % à 90 % inférieures, et nombre maximal de substances actives trois fois plus faible) (Geissen *et al.*, 2021). Ces constats de contamination de zones non traitées sont cohérents avec les résultats de la campagne exploratoire française de mesure des résidus de pesticides dans l'air extérieur de 2018-2019, qui rapporte la présence dans l'air de ces molécules à plusieurs centaines de mètres des parcelles traitées, à des teneurs comparables à celles

mesurées sur lesdites parcelles (LCSQA/Ineris, 2020). À titre d'exemple d'implication de ces phénomènes, la réglementation impose d'attendre la fin des récoltes des cultures non cibles présentes dans un rayon de 1 km avant de désherber des parcelles de céréales avec du prosulfocarbe. Dans le même esprit, la contamination significative et inattendue de certains lacs d'altitude pyrénéens par des herbicides et fongicides a également été récemment attribuée à des processus de transport aérien de ces molécules (Machate *et al.*, 2022). L'insecticide néonicotinoïde acétamiprid a pour sa part été détecté en quantité comparable à ses capacités écotoxiques dans 82 % des échantillons d'eau de pluie, au Japon (Putri *et al.*, 2025). Ces molécules, prises isolément, sont généralement documentées comme étant peu à très peu volatiles, et donc *a priori* peu sujettes à des transports sur de longues distances. Pour autant, leurs incorporations au sein de spécialités contenant d'autres substances, dites « adjuvants », souvent beaucoup plus volatiles, et/ou leur adsorption sur de fines particules du sol, pourraient permettre d'expliquer ces transports à distance. D'une façon générale, les résultats récents de la recherche indiquent que la persistance dans l'air des pesticides s'avère significativement plus élevée qu'attendue d'après les dossiers réglementaires d'évaluation des risques, induisant des transports sur des échelles spatiales très importantes, continentales, voire planétaires (Mayer *et al.*, 2024).

D'autres études récentes à l'échelle européenne se sont focalisées sur certaines molécules de pesticides (ex. glyphosate) ou sur un plus large panel de composés (études « multi-résidus »), confirmant l'ubiquité des contaminations au niveau spatial, avec des zones où les concentrations dépassent des seuils à risque pour la biodiversité terrestre (Silva *et al.*, 2018, 2019).

Les travaux de Froger *et al.* évoqués ci-dessus ont en outre souligné la présence dans les sols de certains résidus de pesticides longtemps après leur délai théorique de dégradation à des teneurs supérieures aux concentrations environnementales attendues. Cela conduit à s'interroger sur leur persistance réelle dans les sols et sur l'évaluation qui en est faite au niveau réglementaire, et fait craindre des impacts écotoxiques prolongés bien au-delà de ce qui était attendu pour ces produits à l'occasion de leur mise sur le marché. Ces résultats interrogent également la représentativité des tests réglementaires utilisés, et leurs capacités à intégrer les disparités de persistance sur le large panel de sols sur lesquels les substances sont susceptibles d'être utilisées.

La question émergente de la contamination des sols par les matières plastiques

Une grande partie de la matière plastique produite et consommée n'est pas recyclée et termine son existence dans l'environnement. C'est notamment le cas des articles à usage unique, ou bien de nombreux objets et matériaux à usages professionnels, ou individuels, tels les microcomposants en plastique (microplastiques dits « primaires ») présents dans les produits du quotidien (cosmétiques, détergents, textiles...).

On sait désormais qu'environ 90 % des microplastiques transférés depuis la ville vers ses eaux usées sont filtrés pendant les processus de traitement de ces eaux, et s'accumulent dans les boues d'épuration. Par la suite, environ 50 % de ces microplastiques primaires aboutissent dans les sols agricoles, du fait de leur amendement par ces boues d'épuration (ECHA, 2019). En fonction de la fréquence d'épandage de ces boues, on estime qu'entre 0,2 et 8 mg annuels de microplastiques par hectare et par habitant sont rejetés dans les sols agricoles européens ainsi amendés (Nizzetto *et al.*, 2016a), ce qui correspondrait par exemple à une dispersion moyenne de l'ordre du gramme par mètre carré de ces sols chaque année en France.

Une étude menée par des scientifiques de l'université de Californie à Los Angeles (Koutnik *et al.*, 2021) a récemment renforcé les inquiétudes sur la composition de ces boues. Ces chercheurs ont en effet montré que la concentration de microplastiques pourrait y être considérablement sous-estimée du fait des limites des méthodes de détection actuelles des petits microplastiques ($<10\text{ }\mu\text{m}$) dans les boues. Cette préoccupation est accentuée par la révélation que le lavage des textiles génère de très nombreux nanoplastiques (de taille $<1\text{ }\mu\text{m}$) (Yang *et al.*, 2021), lesquels sont de fait en quasi-totalité retenus au sein des boues d'épuration (Frehland *et al.*, 2020).

De plus, les biodéchets des ménages privés, ayant également un destin sur les sols agricoles, sont souvent contaminés par des sacs en plastique en polyéthylène haute densité.

Les gros producteurs de biodéchets (par exemple la grande distribution alimentaire ou la restauration) génèrent aussi de fortes quantités de déchets, souvent pré-emballés. Pour pouvoir les valoriser (le plus souvent par méthanisation, puis compostage suivi d'un retour au sol), il faut les désemballer à l'aide d'équipements de déconditionnement, pour en extraire la matière organique. Cette étape de traitement contamine potentiellement en microplastiques la matière ainsi extraite (Porterfield *et al.*, 2023).

En outre, une contribution importante à cette contamination des sols provient sûrement des anciennes décharges qui constellent le territoire français. Le bureau des recherches géologiques et minières (BRGM) en a récemment recensées 16 000 (Cousin *et al.*, 2022).

Les engrains minéraux et des pesticides encapsulés, qui peuvent contenir des microplastiques ajoutés intentionnellement, les films de paillis de fertilisation organique ou les couvertures en plastique, sont autant d'autres sources de pollution plastique pour les sols agricoles.



Illustration 2 : *Semis de maïs sous film plastique (Vendée)*

L'inondation de certaines étendues spatiales – en particulier les prairies ou les plaines inondables – avec de l'eau de rivière ou de lac chargée en microplastiques est une autre voie de contamination des sols. Ces microplastiques pourraient en outre eux-mêmes servir de vecteurs favorisant l'exposition de la biosphère à d'autres polluants. Ainsi, la distribution spatiale des métaux lourds et des microplastiques dans les sols des plaines d'inondation de la rivière Lahn, située dans le centre de l'Allemagne (Weber *et al.*, 2022), a été étudiée en 2022. Elle a révélé la corrélation spatiale des voies de transport, de libération et de dépôt de ces deux contaminants (microplastiques et métaux lourds) dans la partie supérieure des sols (0-50 cm).

Le plastique est aussi introduit dans les sols via les dépôts atmosphériques. Une étude américaine (Brahney *et al.*, 2020), menée sur des espaces sauvages et des parcs nationaux, révèle qu'en moyenne 4 % des dépôts particulaires atmosphériques sont constitués de matériaux plastiques. Un quart d'entre eux semble apporté

par des événements pluvieux depuis des sources locales, mais le restant est d'origine beaucoup plus diffuse et lointaine, plausiblement en partie transcontinentale, amené par des courants atmosphériques de haute altitude. Les microfibres textiles y sont majoritaires, mais 30 % des particules peuvent aussi provenir de l'érosion de peintures ou de revêtements industriels.

L'omniprésence et la dispersion planétaire des microplastiques jusque dans des endroits très reculés peuvent d'ailleurs être rapprochées de l'observation faite par des équipes françaises de l'imprégnation de fourmis amazoniennes par la famille des phtalates, substances utilisées majoritairement comme additifs dans les matériaux plastiques (Lenoir *et al.*, 2016). D'autres travaux plus récents semblent indiquer que ces additifs peuvent être apportés et stockés dans les sols par le biais de transports aériens sur de longues distances (Billings *et al.*, 2023).

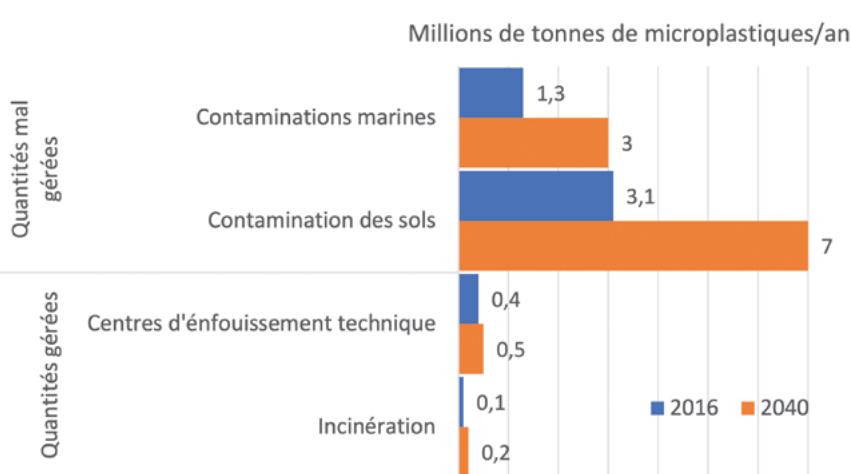
D'autres travaux soulignent par ailleurs que les microplastiques induisent des perturbations du cycle naturel de l'azote (Zhu *et al.*, 2022), *via* leurs impacts sur les communautés bactériennes des sols, et que cela serait principalement lié au relargage de ces mêmes composés phtalates depuis ces fragments solides.

Il n'existe en fait que peu d'études écologiquement représentatives portant sur les effets des microplastiques dans les écosystèmes terrestres (Daghighi *et al.*, 2023 ; Cui *et al.*, 2023). Des expériences au champ récentes ont toutefois montré que leur présence, à des teneurs réalistes, peut affecter de manière significative la composition et l'abondance des communautés de microarthropodes et de nématodes, avec des conséquences indirectes sur l'activité microbienne du sol (Lin *et al.*, 2020).

L'exposition aux particules plastiques de petits mammifères terrestres a commencé à être documentée en Angleterre (Thrift *et al.*, 2022). Quatre espèces sauvages sur les sept étudiées présentaient des contaminations de leurs déjections. D'autres travaux montrent l'impact direct de la pollution plastique sur l'accumulation de pathogènes dans le sol, avec des implications écologiques et épidémiologiques (Gkoutselis *et al.*, 2021). L'agrégation de champignons pathogènes sur le plastique, agents biologiques omniprésents et extrêmement persistants, en fait une source d'infection potentiellement puissante et pourrait accroître le risque de maladie pour la faune sauvage, le bétail et les humains.

La pollution des sols par les microplastiques primaires correspondrait au final à un flux nettement supérieur à celui rejoignant l'océan (The Pew Charitable Trusts, 2020 ; cf. Figure 11). **L'ensemble de ces facteurs font dire à la communauté scientifique que les microplastiques représentent vraisemblablement un enjeu crucial pour la préservation des écosystèmes du sol** (de Souza Machado *et al.*, 2018).

Figure 11



Bilan 2016 et prospective 2040 des flux annuels en microplastiques à l'échelle mondiale si les modalités de gestion ne changent pas. Les sols sont les principaux puits environnementaux de microplastiques mal ou non gérés, et la contamination qui en résulterait dans un scénario laxiste est appelée à plus que doubler en 20 ans.

Adapté de The Pew Charitable Trusts, 2020

2.2.2 L'impact des substances toxiques sur la biodiversité terrestre

Au-delà des effets létaux intentionnels sur des organismes *cibles* ou ravageurs de cultures et contre lesquels sont appliqués des biocides et produits phytopharmaceutiques, la contamination chimique des sols peut induire des effets dits « non intentionnels », à courts et longs termes (neurotoxiques, immunotoxiques, cancérogènes, tératogènes et perturbateurs endocriniens...), pour des espèces terrestres sauvages, qualifiées d'espèces « non cibles ». Les effets sur la santé et le comportement des animaux induits par ces expositions dépendent d'une part du type de contaminants (seuls ou en mélange), et d'autre part de leurs habitudes de vie et de leur régime alimentaire, qui déterminent la durée et l'intensité de l'exposition, ainsi que de leur développement et de leur état immunitaire.

Effets sur les premiers niveaux d'organisation biologique des écosystèmes terrestres (microbiomes, plantes, faune invertébrée)

Les espèces des niveaux inférieurs des pyramides écologiques (cf. Figure 5) assurent des fonctions essentielles pour le maintien de l'intégrité des biotopes terrestres : ressource alimentaire, formation et qualité des sols, recyclage des nutriments, décomposition de la matière organique, purification de l'eau, pollinisation...

Les méfaits des apports polluants aériens

L'environnement plus ou moins proche des activités industrielles constitue un biotope particulièrement vulnérable. L'étendue impactée peut être très importante. À titre d'exemple, il a été mis en évidence que la fonderie de la mine australienne de Port Pirie induisait des concentrations de cadmium, plomb et zinc dans les plantes et les grains de blé dépassant les valeurs de fond dans un rayon de 30 km (Merry, 1981). À une échelle encore plus vaste, et toujours en Australie, il a pu être montré que le complexe minier du Mont Isa (Australie) disperse un panache de dioxyde de soufre (SO₂) et de métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb, zinc) sur une surface estimée à plus de 100 000 km² (l'équivalent d'environ un cinquième de la France hexagonale) (Lottermoser, 2010).

Sur les zones d'influence de ces panaches, les émissions industrielles peuvent se traduire par des effets significatifs sur les premiers maillons des écosystèmes terrestres, tels que les bryophytes (mousses) (Kozlov & Zvereva, 2011), et induire des impacts négatifs sur la diversité et l'abondance des espèces d'arthropodes prédateurs et décomposeurs (Zvereva & Kozlov, 2010).

Les abeilles fréquentant les environnements sous influence d'activités minières, même anciennes, s'avèrent impactées par diverses atrophies, notamment neurologiques, avec des méfaits démontrés sur leurs capacités de mémorisation (Monchanin *et al.*, 2023).

S'agissant des organismes décomposeurs, la dégradation de la litière peut être réduite de 10 à 80 % dans un sol gravement pollué par ces émissions, comparativement à un sol non contaminé (Kozlov & Zvereva, 2015). Cela perturbe le recyclage des éléments (minéraux, oligo-éléments...) qui composent la matière organique et remet en cause les grands processus permanents de détoxication (toxines naturelles, phéromones, hormones et perturbateurs endocriniens contenus dans les détritus et le sol), avec plausiblement des effets amplificateurs de nuisance pour la biodiversité.

Dans le même esprit, d'autres travaux ont mis en évidence que la pollution métallique dispersée dans des sols forestiers, du fait de l'activité prolongée de fonderies environnantes, peut affecter les structures de la communauté microbienne des échantillons de sol. Ce faisant, cette pollution réduit effectivement leur capacité à décomposer la matière organique, et elle peut même induire l'émergence de souches résistantes à certains antibiotiques, contribuant ainsi à des enjeux sanitaires majeurs (Rabow *et al.* 2022).

Il est à noter que les sols sont aussi documentés comme constituant des réservoirs de dioxines – polluants à dispersion atmosphérique issus de l'incinération de déchets, du chauffage au bois, des incendies... – et considérés comme parmi les plus (éco)toxiques. De par l'altération du métabolisme lipidique bactérien qu'elles

provoquent, ces dioxines sont connues pour perturber fortement les communautés microbiennes constitutives des sols (Mahfouz *et al.*, 2020).

D'autres effets écotoxiques sur la biosphère terrestre environnante des installations industrielles ont pu être avérés, comme la diminution de la diversité floristique sylvestre autour d'élevages intensifs, en raison des émissions d'ammoniac (Pitcairn *et al.*, 2009).

Les émissions dans l'atmosphère et re-dépositions sur les sols d'éléments azotés (NOx, à 50 % d'origine anthropique, dont deux tiers liés aux transports), qui se sont accrus considérablement depuis l'ère préindustrielle, sont des facteurs qui influencent la composition taxonomique de la flore sur le long terme (Solberg *et al.*, 2009). En effet, pour prospérer, la majorité des fleurs sauvages, des lichens et des champignons ont besoin d'un sol relativement dépourvu d'éléments nutritifs. A contrario, lorsque les sols deviennent chargés en azote, les environnements sont colonisés par des plantes nitrophiles, comme les orties, les ronces... les « opportunistes » du monde végétal. Le rôle puissant des dépôts d'azote, en tant que moteur de l'évolution des communautés végétales, par rapport à d'autres facteurs, a pu être mis en évidence par divers travaux, avec une sensibilité particulière des habitats de montagne, originellement adaptés à de faibles niveaux de fond en éléments nutritifs (Armitage *et al.* 2014).



© Pierre-François Staub

Illustration 3 : Lichen et bryophytes développés sur une écorce de bouleau, Cantal, France

Couplées aux effets du changement climatique, les modifications des équilibres floristiques associées à cette pollution azotée sont aussi susceptibles d'influencer les évolutions du paysage forestier national au cours de ce siècle (ADEME, 2014), ainsi que ses capacités de séquestration du carbone (Averill *et al.*, 2018).

Au bilan, il a été estimé que plus de 70 % de la superficie des écosystèmes de l'Union européenne reçoit davantage d'azote atmosphérique qu'elle ne devrait en absorber pour que ceux-ci continuent à fonctionner naturellement (Hettelingh *et al.* 2017).

Des travaux à ces larges échelles ont par exemple indiqué que la présence de 39 % des espèces végétales étudiées est négativement associée à ces augmentations des niveaux de dépôt d'azote, tandis que seulement 1,5 % des espèces deviennent plus communes (van der Plas *et al.*, 2024).

En parallèle, il apparaît que l'élévation actuelle du niveau de CO₂ dans l'atmosphère, soutenue par les émissions anthropiques, entraîne une dégradation de la composition minérale des plantes, par des mécanismes non encore clairement expliqués, mais avec des effets sur leur qualité nutritive, ce qui pourrait aussi avoir des implications importantes, en termes de ressources végétales pour les humains, et pour le vivant, plus largement (Gojon *et al.*, 2022).

Il reste néanmoins de larges champs de connaissance inexplorés, relatifs à l'impact des pollutions aériennes les plus communes sur la biodiversité terrestre. Les effets écologiques de concentrations réalistes d'ozone, de particules et de polluants émergents sur la faune se nourrissant des plantes qui y sont exposées restent, par exemple, quasiment inconnus à ce jour (Kozlov, 2022). Il a cependant été montré que les oxydants anthropogéniques [ozone (O₃) et radicaux nitrates (NO₃[•])] dégradent les parfums floraux, ce qui réduit l'attrait des polliniseurs pour les fleurs dans les environnements sous influence urbaine (Chan *et al.*, 2024).

Notons toutefois que s'agissant des implantations industrielles les plus importantes, tous secteurs confondus, notamment celles relevant de la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles (appelée directive IED), l'Agence européenne de l'environnement a publié en 2024 une évaluation encourageante, qui a indiqué que le coût des dommages causés par leurs émissions atmosphériques avait diminué en Europe d'environ 35 % entre 2012 et 2021 (EEA, 2024). Ces estimations portent néanmoins essentiellement sur les impacts en santé humaine et les activités économiques. Les impacts sur la biodiversité n'y sont comptabilisés qu'au regard de l'eutrophisation d'origine azotée.

Les incidences des intrants agricoles

Dès 2010, de premières recherches statistiques à l'échelle de l'Europe avaient pu montrer le rôle négatif joué par l'intensification agricole sur certains paramètres de base soutenant les écosystèmes terrestres, tels que la diversité des plantes ou de certaines espèces d'insectes (comme les coléoptères du genre Carabidés), eux-mêmes prédateurs de nombreux ravageurs des cultures, comme les pucerons. Leur observation portait sur l'action des trois grandes classes de produits phytopharmaceutiques : fongicides, herbicides, insecticides (Geiger *et al.*, 2017). Pour ces derniers, cette étude montrait que leur action réduisait le potentiel de régulation naturelle des ravageurs, estimé à partir du nombre de pucerons capturés par les prédateurs. À l'inverse, le rôle positif des zones cultivées engagées dans la réduction des applications d'engrais et de pesticides avait pu être mis en évidence. Ces travaux concluaient que si l'on veut restaurer la biodiversité en Europe et créer des opportunités de production agricole utilisant des services écosystémiques basés sur la biodiversité, tels que la lutte biologique contre les ravageurs, il serait dans les faits nécessaire de passer, à l'échelle européenne, à une agriculture utilisant un minimum de pesticides **sur de vastes superficies**. Ce qui est aujourd'hui rarement réalisé en pratique.

De nombreux travaux ultérieurs, apportant d'autres signaux environnementaux sur les premiers niveaux d'organisation biologique des écosystèmes terrestres, sont venus corroborer la nocivité, pour cette biodiversité, des stratégies agricoles reposant sur un recours structurel aux intrants chimiques. Nous en donnons ci-après quelques exemples qui nous ont semblé représentatifs.

L'impact des fertilisants

Les prairies constituent des zones de refuge potentielles clés pour la biodiversité dans les paysages agricoles (Wilson *et al.* 2012). Leur fertilisation par des apports d'engrais est une pratique courante pour la production de fourrages. À titre d'exemple, en 2016-2017, 82 % des surfaces de prairies permanentes des Hauts-de-France avaient reçu un amendement azoté, essentiellement minéral (engrais de synthèse) (Agreste, 2021). Des études menées sur le long terme montrent que cette fertilisation a certes un effet positif sur la production

de biomasse, mais un effet négatif sur la richesse des espèces, et que la restauration de cette richesse d'origine peut prendre des décennies (Melts *et al.*, 2018). Pour le cas particulier des papillons par exemple, dont le déclin récent des espèces est étroitement lié à l'intensification croissante de l'agriculture en Europe occidentale et centrale, il a pu être montré que l'enrichissement en azote des plantes qui nourrissent les chenilles, induit par la fertilisation, augmente leur taux de mortalité (Kurze *et al.*, 2018). De surcroît, ces plantes hôtes/ressources sont alors concurrencées par des végétaux plus vivaces, qui réagissent à l'augmentation de l'azote en poussant à un rythme plus rapide, au détriment des populations de ces insectes. Enfin, les ressources alimentaires y deviennent généralement inférieures aux besoins de ces papillons à leur stade adulte, car dans ces prairies surfertilisées, les graminées supplantent la flore riche en nectar dont ils se nourrissent.

Dans une perspective inverse, les résultats de la recherche indiquent que la biodiversité taxonomique et fonctionnelle des prairies permanentes influence positivement leurs caractéristiques agronomiques (Mesbahi *et al.*, 2022), et donc diminue la nécessité de recourir à leur fertilisation de façon artificielle.

Contrairement à l'hypothèse communément admise qui prévoit une réponse positive de la performance des espèces à la teneur en azote de l'alimentation, il semble donc que la surfertilisation et la diminution de la biodiversité puissent aller de pair, et soient susceptibles de s'entraîner l'une l'autre vers une aggravation progressive.

La biodiversité des sols face aux pesticides



Illustration 4 : Pulvérisation de pesticides sur des cultures (Essonne)

S'agissant de la **question des substances phytopharmaceutiques agricoles**, une méta-analyse de 2021, basée sur des centaines d'études (en laboratoire et en conditions de terrain) et des centaines de taxons invertébrés des sols, représentant ainsi plusieurs milliers de paramètres caractérisant l'effet sur ces organismes de l'exposition à de nombreux pesticides, laisse peu de suspens quant à l'impact écologique qui est attendu sur les zones où la plupart de ces produits sont utilisés : 70 % des tests pris en compte restituent divers effets négatifs collatéraux sur des organismes non cibles (Gunstone *et al.*, 2021).

Une autre méta-analyse récente, concentrée sur les seules communautés observées en conditions naturelles, corrobore ces préoccupations : les pesticides diminuent globalement l'abondance et la diversité des communautés de la faune du sol, avec des effets plus marqués sur sa diversité que sur son abondance (Beaumelle *et al.*, 2023). Les scénarios les plus préjudiciables repérés impliquent des combinaisons de substances actives, des substances à large spectre d'effets, et des insecticides, y compris lorsque les doses recommandées sont respectées.

L'impact de l'usage des néonicotinoïdes sur le déclin des populations d'abeilles et bourdons sauvages, qui nichent souvent dans les sols (cf. Illustration 5), a en particulier fait l'objet d'études très démonstratives (Woodcock *et al.*, 2016 ; Willis Chan & Raine, 2021 ; Nicholson *et al.*, 2024). Plus largement, ce sont l'ensemble des performances vitales des arthropodes qui s'avèrent impactées par ces substances : survie, comportements, succès reproducteur, abondances... (Main *et al.*, 2018).



© Violette Le Féon

Illustration 5 : Abeille solitaire sortant de son nid

Des tendances récentes et rapides, défavorables à la biodiversité, ont été révélées en Allemagne, la toxicité totale appliquée *via* les pesticides agricoles y ayant été multipliée par deux pour les organismes du sol entre 2015 et 2019, en grande partie à cause des fongicides et des insecticides, et, dans une moindre mesure, pour les plantes terrestres, uniquement à cause des herbicides (Bub *et al.*, 2022).

Le niveau d'impact sur la biodiversité des **résidus de produits vétérinaires** apportés aux champs avec les déjections des animaux d'élevage est, pour sa part, très mal connu. Des précédents notables existent cependant, qui incitent à une vigilance environnementale mieux structurée en la matière, comme le cas de l'impact du vermifuge *Ivermectine* sur les populations d'insectes coprophages (bousiers), maillons essentiels de la biodiversité et de l'équilibre écologique des sols naturels (Wall & Strong, 1987 ; O'Hea *et al.*, 2010). Les coléoptères coprophages contribuent à la dégradation de la matière fécale, donc au *turn-over* de la matière organique. Ils participent ainsi à la productivité des prairies. Si leur activité est entravée, les bouses s'accumulent et la productivité de la pâture diminue. Les conséquences de l'absence de coléoptères coprophages dans un écosystème pâtré ont été par le passé illustrées à grande échelle en Australie (Waterhouse, 1974). Les résultats récents de la recherche montrent que ces antiparasitaires peuvent également impacter de nombreuses autres espèces, avec des incidences à l'échelle des écosystèmes (Vecchio, 2023).

Des effets non maîtrisés, inattendus ou inexplorés

Les mécanismes par lesquels la biodiversité se trouve affectée par les pesticides ne sont pas toujours intuitifs, et de nombreux effets inattendus ou indirects ont été relevés ces dernières années dans la littérature scientifique, qui n'avaient pas été explorés avant la mise sur le marché des produits. Une large étude de 2025 a ainsi dressé le bilan que les insecticides, fongicides et herbicides ont de fait des effets néfastes à grande

échelle sur tous les groupes d'organismes non ciblés testés (Wan *et al.*, 2025). Les pesticides y sont identifiés comme réduisant systématiquement la croissance et la reproduction dans tous les groupes taxonomiques, tout en provoquant des réactions comportementales chez les animaux et en perturbant de multiples paramètres liés à l'état métabolique ou physiologique.

Plus spécifiquement, il apparaît par exemple que le glyphosate, herbicide le plus épandu au monde, induit des effets collatéraux non intentionnels importants sur les communautés microbiennes des sols, avec une suspicion de plus en plus étayée que cela puisse favoriser l'émergence de pathologies de la faune et de la flore (Van Bruggen *et al.*, 2021). Des effets perturbateurs semblables sont enregistrés dans le microbiote intestinal des abeilles, avec des impacts sanitaires négatifs sur leurs populations (Motta *et al.*, 2020).

Les fongicides affectent, quant à eux, de manière importante la capacité, pourtant vitale, des plantes à assimiler le phosphore du sol par association symbiotique avec la flore microbienne du sol (Edlinger *et al.*, 2022), aspect qui apparaît insuffisamment appréhendé par les tests réglementaires actuels de mise sur le marché de ces produits (Stache *et al.*, 2025).

Une autre gamme d'effets indirects concerne l'appauvrissement de la ressource végétale par l'usage intensif de produits phytopharmaceutiques, ce qui a un impact majeur sur la biodiversité qui en dépend. La diversité florale et l'intensité de la floraison en fonction des méthodes de culture sur les terres arables ont été étudiées en Allemagne (Hoffmann & Wahrenberg, 2021), en considérant trois types d'agrosystèmes : (a) l'agriculture conventionnelle, (b) l'agriculture biologique (exploitations anciennement utilisatrices d'herbicides mais passées en bio depuis plus de trente ans), et (c) les petites exploitations n'ayant jamais eu recours aux herbicides. La diversité floristique en agriculture conventionnelle s'avère inférieure de 50 % à celle obtenue en bio, et réduite à 3 % seulement de celle observée sur les exploitations historiquement exemptes d'herbicides ! En tenant compte des proportions actuelles de la superficie de la zone (a), cela affecterait environ un tiers de la superficie de l'Allemagne et s'accompagnerait d'une réduction drastique de la biodiversité fonctionnelle pour les insectes qui dépendent de cette flore, en phase avec les observations actuelles concernant le déclin des insectes en Europe (Cardoso *et al.*, 2020 ; Van Klink *et al.*, 2023). De plus, la différence spectaculaire entre les situations (b) et (c) montre à cette occasion l'effet extrêmement persistant de l'usage historique des herbicides.

Les effets indirects de l'usage massif d'herbicides, comme le glyphosate, ont été étudiés spécifiquement sur les populations d'insectes utilisant des ressources végétales (Russo *et al.*, 2020), et ont notamment été mis en avant pour le récent et spectaculaire déclin du papillon Monarque aux États-Unis (Stenoien *et al.*, 2018). Le Cirad aura également mis en évidence que l'emploi du glyphosate dans les exploitations de Martinique réduisait significativement la richesse et l'abondance des espèces natives, au profit d'espèces envahissantes, et ce à proportion de la fréquence des traitements¹³. À l'instar de l'effet de la surfertilisation des prairies discuté plus haut, la contamination par les herbicides en bordure des zones traitées est aussi susceptible de diminuer la qualité nutritive des plantes, avec des effets négatifs sur la biodiversité locale d'invertébrés herbivores (Hahn *et al.*, 2014).

D'une façon générale, les insectes polliniseurs sont ainsi privés de pollen et de nectar, et les arthropodes, notamment ceux non nuisibles aux cultures, perdent leurs habitats. Cette situation entraîne une diminution de leurs populations, qui affecte par effet cascade celles des espèces insectivores (oiseaux, chauves-souris, reptiles, petits mammifères...).

Divers effets inattendus (non identifiés par les procédures d'évaluation pour la mise sur le marché des pesticides) ont aussi pu être mis en évidence dans le cas des colonies d'abeilles mellifères, qui s'avèrent vulnérables non seulement aux insecticides, mais également au glyphosate (Battisti *et al.*, 2021) ou encore aux fongicides, qui impactent la qualité reproductrice des reines (cf. Figure 12). D'autres pesticides s'avèrent aussi capables de dégrader les performances reproductives des reines abeilles, au travers d'effets subtils, impliquant une perturbation de la communication par phéromones (Walsh *et al.*, 2020). Des indications solides d'effets synergiques (et non pas seulement cumulatifs) sur la mortalité des abeilles, lorsqu'elles sont exposées à de

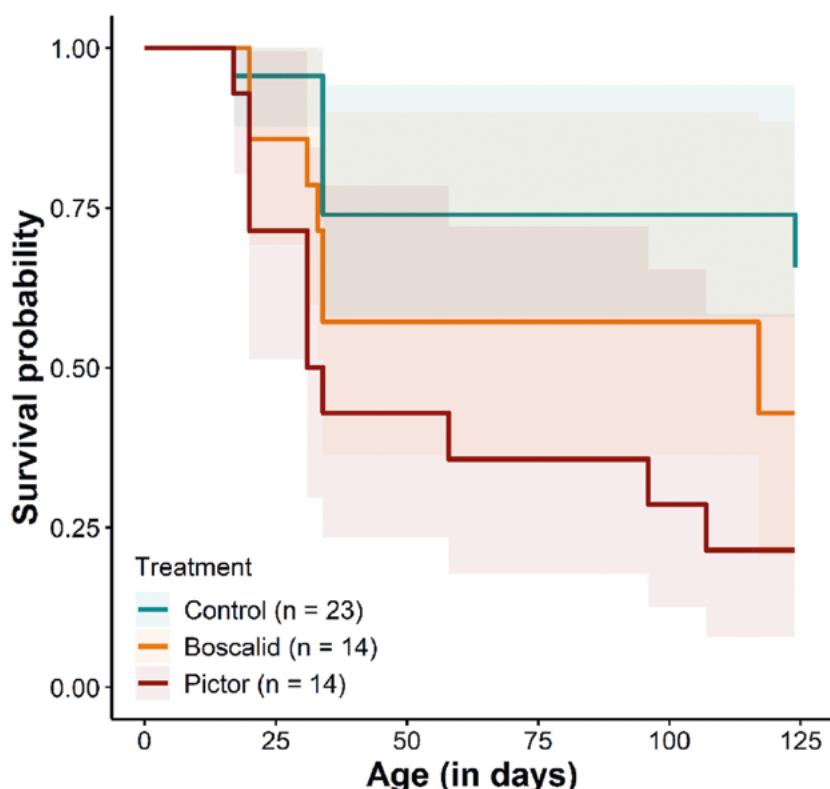
13. <https://theconversation.com/le-glyphosate-reduit-la-biodiversite-du-sol-et-diminue-la-proportion-des-espèces-natives-226580>.

multiples produits agrochimiques à des niveaux effectivement observés sur le terrain, ont par ailleurs été rapportées ces dernières années (Siviter *et al.* 2021).

Des interactions délétères entre pesticides et microplastiques présents dans les sols agricoles, y compris issus de plastiques dits biodégradables, viennent se rajouter à ces situations, de plus en plus d'études expérimentales indiquant de potentiels impacts accrus par cette combinaison de contaminants sur leur microfaune (Peña *et al.*, 2023 ; Yang *et al.*, 2025).

Par ailleurs, il a pu être montré que les résidus des produits phytopharmaceutiques qui imprègnent les abeilles sont propagés dans la chaîne alimentaire, – les frelons prédateurs d'abeilles étant à leur tour contaminés de façon importante par ces résidus (Tison *et al.*, 2023).

Figure 12



Mise en évidence de la diminution des chances de survie (Survival probability) des reines abeilles sur quatre mois, suite à l'exposition de leur environnement à deux traitements fongicides différents (boscalid : 14 reines suivies, et pictor : 14 reines également), en comparaison à une situation de référence sans traitement (Control : n= 23 reines suivies). Les zones colorées autour des lignes correspondent à un intervalle de confiance de 95 %. D'après Pineaux *et al.*, 2023

D'autres effets inattendus des pesticides sur la biodiversité résultent de la présence de co-formulants ou d'adjuvants ajoutés aux produits lors de leur application. Ces adjuvants peuvent dans certains cas renforcer l'écotoxicité des pesticides (dont les produits phytosanitaires) en facilitant leur entrée dans les organismes vivants, y compris chez des espèces non cibles. Les adjuvants de type « surfactant » ont notamment été mis en cause pour l'impact qu'ils infligent sur les populations d'insectes régulateurs des cultures, lorsqu'ils sont associés à des herbicides (Affeld *et al.*, 2003). Certains herbicides ont été pour cette raison suspectés de participer significativement au déclin des insectes pollinisateurs (Mullin *et al.* 2016). Il convient toutefois de noter que le Règlement (UE) 2021/383 de la Commission du 3 mars 2021 fixe désormais une liste de co-formulants ne pouvant pas entrer dans la composition des PPP. Les adjuvants des PPP sont pour leur part évalués, en intégrant leurs possibles impacts sur les pollinisateurs, en application de la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt du 13 octobre 2014. C'est l'Anses qui est chargée de délivrer, de retirer ou de modifier leurs autorisations de mise sur le marché français.

Enfin, dans le contexte actuel de raréfaction de la ressource en eau, un enjeu émergent concerne la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation en agriculture, qui est appelée à se développer largement en France, sous l'impulsion d'une récente réglementation européenne dédiée, entrée en vigueur en 2023 (UE, 2020). Des études commencent à voir le jour, qui indiquent que les résidus de médicaments présents dans ces eaux usées contaminent les sols, et peuvent même migrer vers le nectar et le pollen des plantes cultivées, avec par exemple des impacts plausibles sur les polliniseurs qui les butinent (Carter *et al.*, 2020). D'une façon générale, nous retiendrons que les organismes vivants des agrosystèmes sont exposés à une grande diversité de pollutions, qui sont concomitantes ou se succèdent dans le temps, et dont la résultante est souvent un effet délétère cumulatif ou synergique entre ces toxiques (Siviter *et al.*, 2021), ce que la réglementation sur les produits n'est aujourd'hui pas en mesure d'appréhender (cet aspect sera discuté p. 77 « Pesticides et médicaments. Des mises sur le marché controversées »).

L'ensemble des pressions chimiques évoquées ci-dessus contribuent certainement à la chute de populations d'arthropodes telle qu'elle a pu être observée à l'échelle de paysages agricoles, ce qu'a pu montrer une vaste étude allemande menée sur dix années (2008-2017), portant sur 2 700 espèces, 140 prairies et 150 sites forestiers (Siebold *et al.*, 2019). Sur l'ensemble de ces sites, des déclins importants en termes de richesse taxonomique ou de biomasse ont été enregistrés (entre -30 % et -60 % en seulement dix ans). Le déclin de la biodiversité dans les prairies de ces paysages est effectivement apparu d'autant plus important que la proportion de terres cultivées environnantes était élevée. D'autres facteurs jouent néanmoins sur ces déclins, non identifiés par les auteurs (homogénéité des paysages, travail du sol...).

Les effets des pollutions écotoxiques sur la faune terrestre supérieure

Les vertébrés présents dans les agrosystèmes sont eux aussi susceptibles d'être fortement exposés aux pesticides, tels les mammifères (Fritsch *et al.*, 2019) et oiseaux (Millot *et al.*, 2015 ; Bro *et al.*, 2016). Ainsi, lors d'une étude menée dans des territoires agricoles du Sud-Ouest de la France, les échantillons de sang de diverses espèces d'oiseaux ont révélé la présence de résidus persistants de cinq néonicotinoïdes, certains pourtant interdits depuis plusieurs années dans les formulations phytopharmaceutiques, et d'autres n'ayant plus que des usages biocides ou vétérinaires (Fuentes *et al.*, 2023).

Des résultats rapportés en 2024 concernant des agrosystèmes de métropole indiquent par ailleurs une exposition généralisée des petits mammifères aux herbicides à large spectre glyphosate et glufosinate, observée sur le pelage de toutes les espèces échantillonnées, à des taux de détection variant de 44 % à 64 % (plus élevés chez les campagnols herbivores et omnivores que chez les musaraignes insectivores et les souris sauvages omnivores) (Fritsch *et al.*, 2024). Par ailleurs, ces fréquences de détection et les concentrations associées n'y diffèrent pas significativement selon les pratiques agricoles locales ou les indicateurs d'intensité du traitement aux pesticides, le lien entre sources et exposition s'étant désormais perdu du fait de l'ampleur de l'utilisation répétée de ces herbicides sur de grandes surfaces dans les agrosystèmes français.

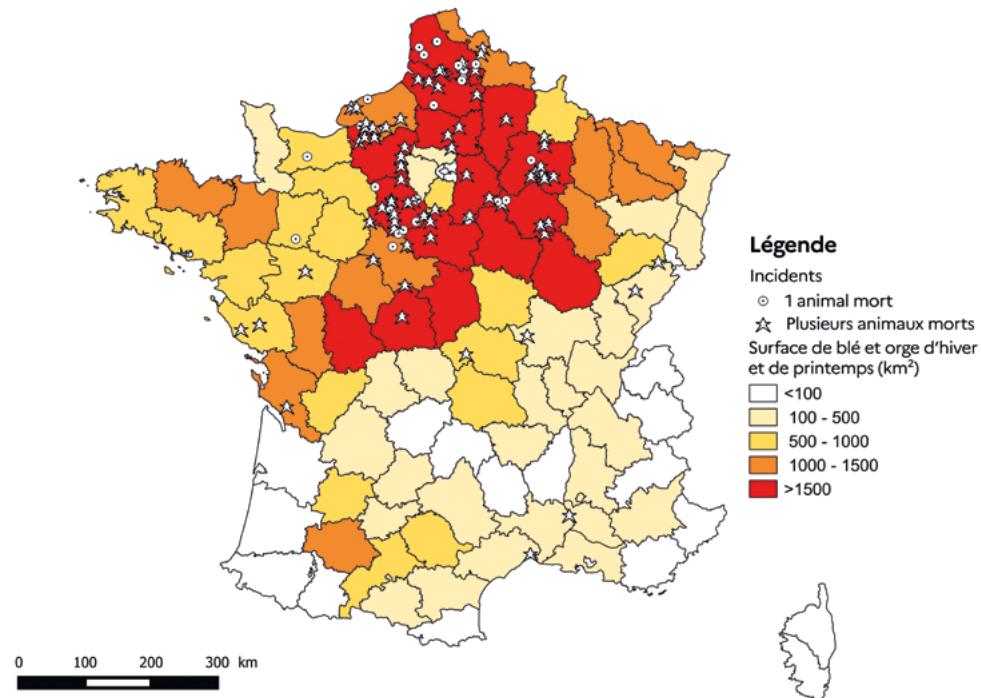
Les effets toxiques aigus de certaines molécules (utilisations vétérinaires ou en cultures) ont induit des mortalités parfois massives d'oiseaux par le passé (Oaks *et al.*, 2004 ; Cuthber *et al.*, 2014 ; Mineau *et al.*, 2013), pouvant aller, comme observé en Asie, jusqu'à entraîner des perturbations importantes des écosystèmes, telles que l'augmentation incontrôlée des populations d'insectes et la propagation de maladies (Ogada *et al.*, 2012 ; Buechley & Şekercioğlu 2016). Des chercheurs australiens suspectent, pour leur part, des perturbateurs endocriniens d'être impliqués dans l'observation, inédite jusqu'alors, de changement de sexe de diverses espèces d'oiseaux, et qui peuvent affecter 3 à 6 % des individus, avec de potentiels méfaits populationnels importants (Hall *et al.*, 2025).

En France, le réseau national de surveillance sanitaire et de toxicovigilance SAGIR a permis depuis plusieurs dizaines d'années d'identifier différents enjeux associés à l'intoxication, intentionnelle ou non, de la faune sauvage (oiseaux, mammifères). Une illustration des apports de ce réseau aura concerné le suivi, mené en métropole sur une vingtaine d'années, de la mortalité d'oiseaux sauvages granivores (ex : la perdrix grise – espèce en déclin) (Millot *et al.*, 2017), qui avait permis de révéler une corrélation forte entre leur intoxication,

létale ou non, par des semences enrobées traitées aux néonicotinoïdes, et les zones à forte densité de grandes cultures céréalières (cf. Figure 13). La démarche de diagnostic opérée a confirmé le constat empirique d'observateurs de terrain rapportant régulièrement des oiseaux tombant en plein vol au moment des semis, et d'établir *in natura* un lien de causalité entre l'ingestion de graines, l'imprégnation toxique et les effets cliniques neurologiques observés. Le suivi sur le long terme avait également permis de constater, au travers d'une surveillance opportuniste, un lien entre ces observations et la saison des semis de céréales d'hiver.

Figure

13



Superposition des observations d'empoisonnements des oiseaux dus à l'ingestion accidentelle de néonicotinoïde, avec les gammes de surfaces cultivées en blé et orge par département. Les zones concentrant le plus grand nombre d'accidents sont exclusivement situées dans des départements à forte densité de grandes cultures céréalières. D'après Millot et al., 2017

D'autres travaux ont confirmé que l'exposition orale à des semences enrobées de pesticides néonicotinoïdes induit des effets létaux et des troubles neurocomportementaux et de l'immunité chez ces oiseaux granivores (Gibbons et al., 2015 ; Moreau et al., 2022), affectant pour certaines espèces leurs capacités migratoires (Eng M.L. et al., 2017). En 2023, les auteurs d'une étude approfondie de l'American Bird Conservancy se sont insurgés contre le fait que ces substances continuent d'être mises sur le marché aux États-Unis, alors qu'elles ont été majoritairement interdites comme substances phytopharmaceutiques en Europe depuis 2018 (Mineau & Kern, 2023).

D'autres travaux commencent désormais à souligner l'induction d'effets sublétaux – et notamment des perturbations de la reproduction – par des fongicides de la famille des triazolés, également communément appliqués sur les semences (Fernández-Vizcaíno et al., 2020).

Des investigations sur ces populations ont même mis en lumière que la santé des oiseaux granivores était chroniquement mise à mal par leur simple consommation quotidienne de graines contaminées par les traitements de l'agriculture conventionnelle, produits pourtant destinés à la consommation humaine (Moreau et al., 2021)¹⁴...

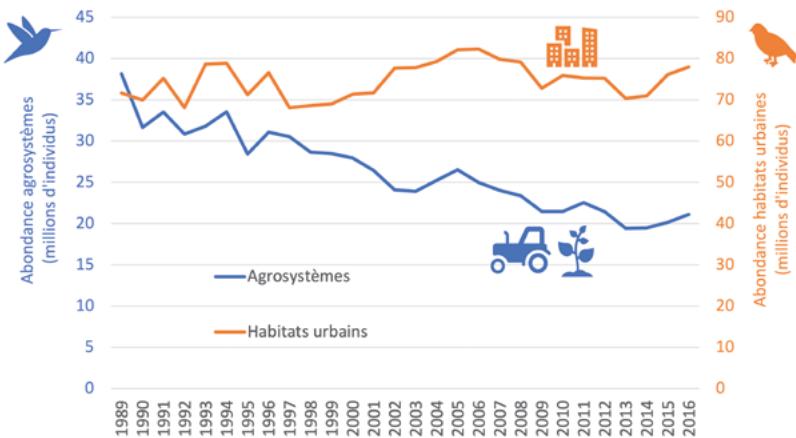
En termes écologiques, des effets indirects liés à l'usage des pesticides sur la biodiversité avicole à l'échelle des paysages agricoles ont pu être statistiquement avérés, telle la corrélation observée entre l'homogénéisation des assemblages d'espèces d'oiseaux et les doses d'herbicides appliquées au champ (Chiron et al., 2014).

14. <https://www.cebc.cnrs.fr/organic-food-is-healthier-for-birds-too/?lang=en>.

Une très large étude publiée en 2023, basée sur des séries chronologiques de long terme, est venue conforter le triste constat du déclin général de l'abondance, entre 1980 et 2016, des oiseaux communs en Europe. L'intensification de l'agriculture, en particulier l'utilisation de pesticides et d'engrais, y est identifiée comme la principale cause de ce déclin en particulier pour les prédateurs d'invertébrés, du fait de la raréfaction de cette ressource alimentaire (Rigal *et al.*, 2023). La figure 14 issue de cette étude fournit une comparaison visuelle parlante des tendances dans l'abondance des oiseaux, respectivement pour les contextes agricoles et urbains.

Figure

14



Changement temporel de l'abondance des oiseaux en France entre 1996 et 2016, établi dans le cadre du Pan-European Common Bird Monitoring Scheme

Données issues de Rigal *et al.*, 2023 et aimablement fournies par Stanislas Rigal (ENS, Lyon)

Certains autres groupes d'espèces terrestres ou amphibiens tels que les chauves-souris, les reptiles et les amphibiens, font aussi l'objet de fortes préoccupations quant à leur vulnérabilité vis-à-vis des intrants agricoles, en particuliers des pesticides (Brühl *et al.*, 2013 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019), compte tenu de leur fort déclin observé, et de l'absence de méthodologie pour leur prise en considération au niveau des évaluations de mise sur le marché (AMM) des pesticides, ou de données d'observation *in natura a posteriori*. Les reptiles et les amphibiens sont particulièrement sensibles aux contaminants hydrophiles et ioniques, car ceux-ci peuvent traverser la paroi perméable de leurs œufs (Sparling *et al.*, 2010). Un des facteurs clés de la sensibilité des amphibiens aux micropolluants réside aussi dans leur peau ; en effet, cette dernière, en plus d'être une barrière physique, assure les fonctions vitales de respiration, de thermo et osmorégulation (Wright *et al.*, 2001). Cela implique une plus grande perméabilité de cette barrière, et rend extrêmement sensible ces espèces à de très nombreux polluants (insecticides, biocides...) (Norton *et al.*, 2019).

L'impact écologique des autres types de contaminants sur les vertébrés terrestres de nos climats est moins souvent mis en évidence. Au travers du réseau SAGIR évoqué plus haut, de nombreux cas d'imprégnations, voire d'intoxications aux rodenticides anticoagulants de type antivitamine K (AVK) (ex : bromadiolone, difenacoum, brodifacoum), ont été (et sont encore) régulièrement documentés chez différentes espèces prédatrices et ou nécrophages, présentant souvent de très forts enjeux de conservation, telles le milan royal (Berny & Gaillet, 2008), ou le lynx boréal. Ces espèces s'exposent « secondairement » via l'ingestion de rongeurs contaminés. Ces intoxications collatérales étaient historiquement associées (jusqu'en 2013) à des utilisations agricoles d'AVK utilisés pour lutter contre les pullulations de campagnols. La persistance de ces cas d'intoxication, malgré l'interdiction de la bromadiolone (dernière substance AVK homologuée en tant que substance phytopharmaceutique), implique de considérer comme vraisemblable des usages/mésusages des nombreuses spécialités rodenticides à base d'AVK employées par des professionnels, agricoles ou non, voire à titre individuel.

On sait aussi que certaines espèces d'oiseaux nécrophages sont fortement menacées par des intoxications au plomb (70 % des espèces de vautours subissent actuellement des menaces importantes en matière de conservation, dont le Gypaète barbu en Europe), qui sont le plus souvent associées à la consommation d'animaux ayant été tués par des munitions de chasse chargées au plomb (Margalida *et al.*, 2013 ; Berny *et al.*, 2015 ;

Plaza & Lambertucci, 2019). Cette pollution au plomb touche aussi les oiseaux d'eau (anatidés notamment), et même différentes espèces d'oiseaux granivores terrestres (Pain et al., 2019). Cette problématique majeure, bénéficiant d'une littérature scientifique abondante, fait l'objet de nombreuses discussions à la convention pour la conservation des espèces migratrices et des animaux sauvages (CMS, aussi connue sous le nom de convention de Bonn), afin de diminuer cette pression toxique¹⁵. Dans cette lignée, l'Agence européenne des produits chimiques a initié deux procédures de restrictions d'usage des munitions de chasse à base de plomb, respectivement concernant les munitions utilisées en zones humides (2017), et celles utilisées dans les autres milieux et les articles de pêche (2019) ¹⁶.

S'agissant des pollutions plastiques, leurs méfaits sur les niveaux trophiques supérieurs des écosystèmes terrestres sont beaucoup moins documentés que pour le milieu marin. Les décharges et les sols sont des sources d'exposition probablement significatives. Un exemple historique concerne le condor de Californie, espèce fortement menacée, qui a vu le taux de survie de ses oisillons réduit en raison de l'ingestion de déchets, notamment de débris plastiques, avec un enjeu fort pour le rétablissement d'une population reproductrice viable (Mee et al., 2007).

Chez les mammifères, les données d'effets sont plus rares. Des impacts ont pu être documentés dans des contextes miniers australiens, avec l'intoxication de diverses populations de marsupiaux par les fluorures répandus sur les terres suite aux émissions de fonderies d'aluminium (Death et al., 2019). Dans les contextes miniers, diverses études ont mobilisé des indicateurs biologiques spécifiques (appelés « biomarqueurs », révélateurs d'anomalies à des niveaux moléculaire, cellulaire ou individuel) chez certaines espèces sentinelles (Gil-Jimenez et al., 2021). Certains de ces marqueurs constituent des prédicteurs d'impacts à des niveaux élevés de l'organisation biologique, comme les populations et les communautés animales. Ils ont montré que les effets liés aux métaux extraits affectent certainement les populations de vertébrés sauvages.

Un effet indirect de la pollution azotée des eaux continentales est également à mentionner ici, car les eaux ainsi eutrophisées sont propices au développement estival de cyanobactéries, phénomène amené à s'aggraver avec le changement climatique, ces dernières libérant des toxines très nocives pour la faune sauvage venant s'abreuver dans ces eaux (Briand et al., 2003).

Il apparaît par ailleurs globalement que les herbivores diffèrent des omnivores en termes d'exposition aux contaminants. Par exemple, les premiers accumulent des concentrations plus élevées d'éléments traces métalliques ou de radionucléides, tandis que les seconds présentent généralement des concentrations plus élevées de contaminants organiques lipophiles, tels que les PCB (polychlorobiphényles) ou les PFAS (Kowalczyk et al., 2018 ; cf. § 2.5 « Les pollutions ignorent les frontières entre les compartiments écologiques » pour les impacts écologiques associés). Une exception semble concerner les problématiques de bioaccumulation et de bioamplification du mercure chez les grands prédateurs terrestres, puisque les plus fortes valeurs jamais enregistrées chez un animal sauvage l'ont été sur le jaguar (*Panthera onca*), en lien avec les activités d'orpaillage en Amazonie (May Junior et al., 2018).

2.3 - La biodiversité aquatique continentale. Survivre dans les eaux de l'anthropocène

Les écosystèmes d'eau douce couvrent moins de 1 % de la surface de la Terre, mais abritent au moins 10 % des espèces de la planète. Ces espèces ont des adaptations physiologiques et comportementales à l'environnement d'eau douce (par exemple pour la nourriture ou l'habitat) et accomplissent tout ou partie de leur cycle de vie dans des écosystèmes d'eau douce ou saumâtre. L'importance de cette biodiversité des eaux douces pour les populations humaines est vitale, compte tenu notamment des services alimentaires et culturels qu'elle rend, mais aussi au regard de ses fonctions de purification de l'eau et de recyclage des nutriments (Lynch et al., 2023).

15. <https://www.cms.int/en/document/terms-reference-intergovernmental-task-force-phasing-out-use-lead-ammunition-and-lead-0>.

16. <https://echa.europa.eu/fr/hot-topics/lead-in-shot-bullets-and-fishing-weights>.

Pour autant, selon les données les plus récentes rassemblées par le centre commun de recherche de la Commission européenne (Joint Research Centre, JRC), les incidences environnementales des activités de consommation d'un citoyen moyen de l'Union européenne correspondent, pour l'humanité, à une sortie de sa « zone de sécurité » (au sens des limites planétaires), et ce pour plusieurs catégories d'incidences (COM, 2022a). **L'écotoxicité des eaux douces est la catégorie évaluée avec le plus haut niveau d'impact**, le niveau d'écotoxicité globale tolérable pour la planète étant dépassé d'un facteur 11 (à titre de comparaison, l'impact du changement climatique y est quant à lui évalué 9 fois supérieur à la limite acceptable pour la planète).

2.3.1 L'influence toujours croissante des micropolluants sur l'état écologique des milieux aquatiques continentaux

Depuis toujours, les sociétés ont compté sur les voies d'eau naturelles pour évacuer les résidus de leurs activités. Avec l'avènement de l'ère industrielle et le recours intensif à la chimie de synthèse, les écosystèmes aquatiques se sont retrouvés exposés en première ligne aux pollutions, et c'est sur ce compartiment que le plus d'études écologiques ont été accumulées ces dernières décennies.

Au niveau mondial, d'après le WWF, un tiers de toutes les espèces d'eau douce sont menacées d'extinction : 61 % des tortues, 40 % des amphibiens, 30 % des poissons et 43 % des mammifères. Un quart des espèces en danger critique d'extinction sont des espèces d'eau douce, 60 % des espèces menacées d'écrevisses et de poissons l'étant du fait d'une cause principale : la pollution (Sayer et al., 2025). En Europe, les populations d'amphibiens, de reptiles et de poissons d'eau douce sont en déclin. S'agissant des insectes et plus généralement des invertébrés d'eau douce, les grandes tendances sont moins bien documentées, et les pertes des taxons les plus vulnérables sont masquées par d'autres phénomènes, tels que la propagation de taxons généralistes ou envahissants, et de taxons adaptés à des températures plus élevées (Pilotto et al., 2020). Une étude sur 22 pays européens a toutefois pu montrer que, si les efforts consentis pour limiter les pressions sur les milieux aquatiques avaient historiquement produit des effets positifs sur la biodiversité des invertébrés, notamment l'amélioration de l'efficacité des traitements des stations d'épuration depuis les années 1970, cette progression semble désormais stoppée depuis 2010 (Haase et al., 2023). On note également au travers de ces travaux une baisse importante de la diversité des microalgues benthiques (diatomées), en cohérence avec certains résultats d'une autre étude, française, qui porte sur des données couvrant la seule période 1995-2013 (Tison-Rosebery et al., 2022). D'autres travaux, publiés en 2024 et portant sur la période récente 2007-2023 (Irz et al., 2024), ont confirmé qu'en France métropolitaine il n'y a pas d'amélioration notable dans le temps de la structure et de la fonction des assemblages de poissons dans les cours d'eau, malgré les efforts de gestion entrepris depuis deux décennies pour se conformer à la directive-cadre européenne sur l'eau promulguée en 2000 (DCE).

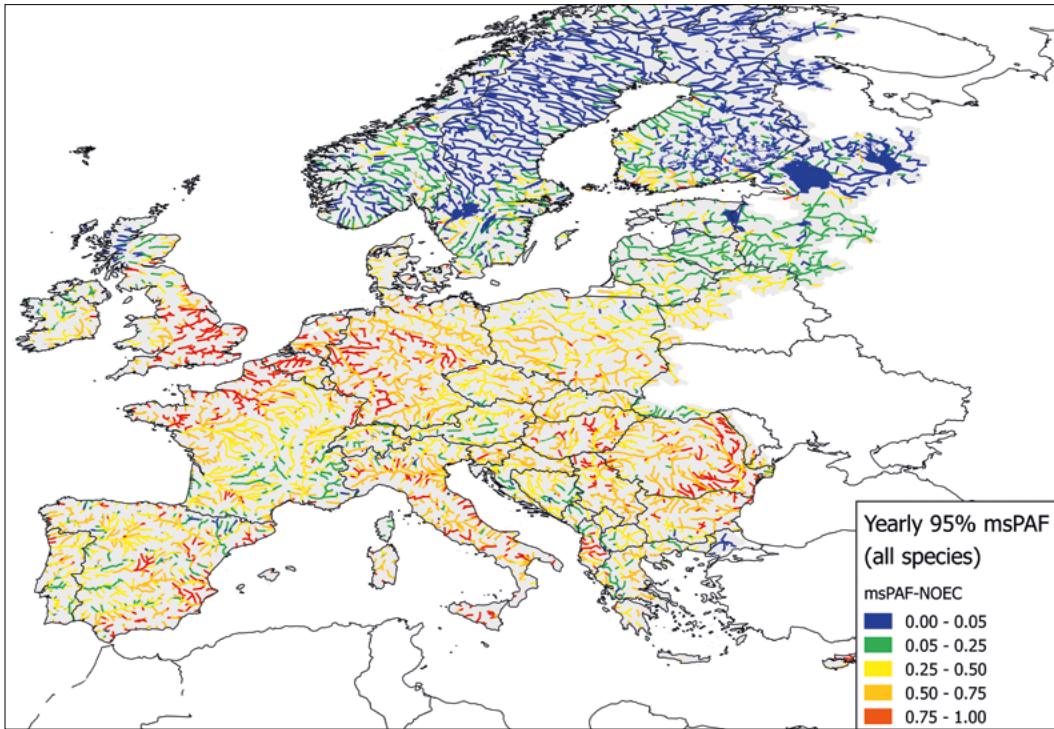
Cette directive a néanmoins permis de formaliser des plans d'action de préservation et restauration des eaux, à partir des constats de dégradation chimique et écologique des masses d'eau. En France, en 2019, c'est 20 % des masses d'eau de surface qui, selon les critères réglementaires, étaient classées en mauvais état chimique selon la DCE (OFB, 2022), et autant en état écologique médiocre ou mauvais, sans toutefois qu'il soit possible de relier ces deux constats. Cette difficulté à relier les états chimique et écologique DCE tient en bonne part à ce que l'effectif d'une centaine de substances servant à l'évaluation DCE est très limité au regard des milliers de composés réellement déversés dans les milieux aquatiques. En particulier, y est observée une très faible représentation des substances présentes dans les produits du quotidien des ménages, tels que les produits de nettoyage, les produits cosmétiques ou encore les résidus de médicaments excrétés dans les toilettes, tous évacués vers les systèmes d'assainissement, puis vers les milieux aquatiques.

A contrario, des travaux scientifiques récents de modélisation statistique du transfert de nombreux polluants vers les eaux de surface européennes révèlent clairement leur incidence sur l'état écologique DCE, et expriment l'influence attendue du niveau variable d'utilisation de ces substances selon les pays (cf. Figure 15). Une de ces études à grande échelle a ainsi abouti à l'estimation qu'un tiers de la variabilité dans l'état écologique DCE des cours d'eau européens pouvait être expliqué par les impacts des contaminations chimiques (Posthuma et al., 2019).

De façon cohérente, une autre étude plus récente encore indique qu'en moyenne un tiers des écarts au bon état écologique observés en Europe serait dû à l'enrichissement excessif en nutriments (eutrophisation) et un quart aux substances toxiques, ces deux facteurs interagissant par ailleurs fortement entre eux (Leem *et al.*, 2021).

Figure

15



Modélisation du gradient spatial de l'impact de 1760 substances sur les écosystèmes aquatiques de surface européens. Les masses d'eau en rouge (0.75-1.00) correspondent aux situations où plus de 75 % des espèces sont exposées 5 % de l'année à un effet毒ique sub-létal. Au contraire, pour celles en bleu, moins de 5 % des espèces sont exposées à de tels effets au cours de cette durée. Les cours d'eau en orange, jaune et vert correspondent à des situations intermédiaires d'impacts décroissants. D'après Posthuma *et al.* 2019

Le sédiment en fond de rivières et de lacs constitue à la fois un habitat privilégié pour les organismes (dont l'ensemble est souvent désigné sous le vocable « benthos »), et un réservoir de contaminants physiquement associés aux particules minérales ou à la matière organique. Il s'agit d'un compartiment écologique dont la pollution induit des risques largement sous-évalués par la réglementation actuelle. De nombreux micropolluants dits hydrophobes (notamment les polluants organiques persistants, ou POP), et les métaux, y compris sous forme nanoparticulaire (Georgantzopoulou *et al.*, 2018), sont suspectés d'y générer des impacts très conséquents (Dendievel *et al.*, 2020a, cf. Figure 16 ; Richardson *et al.*, 2023). La dégradation des caractéristiques écologiques des communautés d'invertébrés benthiques (vivant dans ces sédiments) constitue d'ailleurs un bon indicateur de l'impact sur les milieux aquatiques de certaines activités humaines, telles que les extractions minières (Wright & Ryan., 2016 ; Kilgour *et al.*, 2018 ; Ali *et al.*, 2018).

Ce compartiment sédimentaire accueille par ailleurs l'essentiel du microbiote aquatique (biofilms), aux fondements des équilibres et fonctions écosystémiques. Les perturbations engendrées sur ces organismes unicellulaires par divers micropolluants tels que les métaux (Mahamoud *et al.*, 2018), ou les résidus d'antibiotiques (Danner *et al.*, 2019 ; Kergoat *et al.*, 2021) sont désormais mises en évidence, avec des conséquences non maîtrisées sur ces écosystèmes.

À cela s'ajoute la baisse de l'oxygénation des eaux de surface liée au réchauffement planétaire (Jane *et al.*, 2021). Avec cette baisse de la concentration en oxygène, les sédiments réémettent de la pollution métallique et des nutriments, comme le phosphore, qui font baisser la qualité chimique des eaux et favorisent les phénomènes d'eutrophisation.

L'émergence actuelle de nombreuses études en écotoxicologie montre que les sédiments sont aussi un fort lieu d'accumulation de microplastiques, mais il n'y a pas encore là de vision globale en termes d'impact écologique (Bellasi *et al.*, 2020).

Figure

16

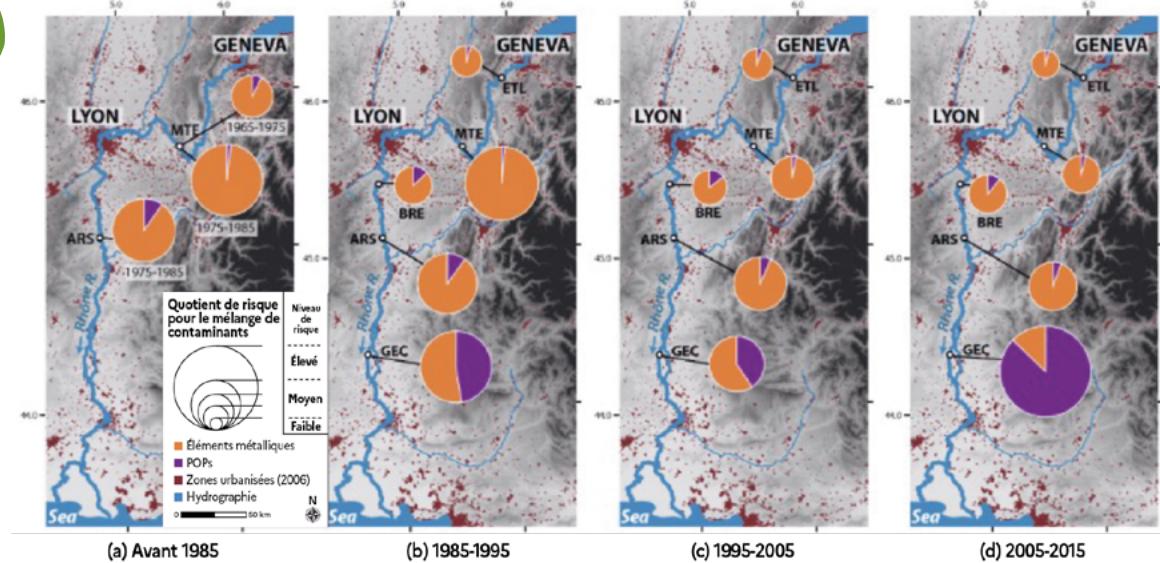
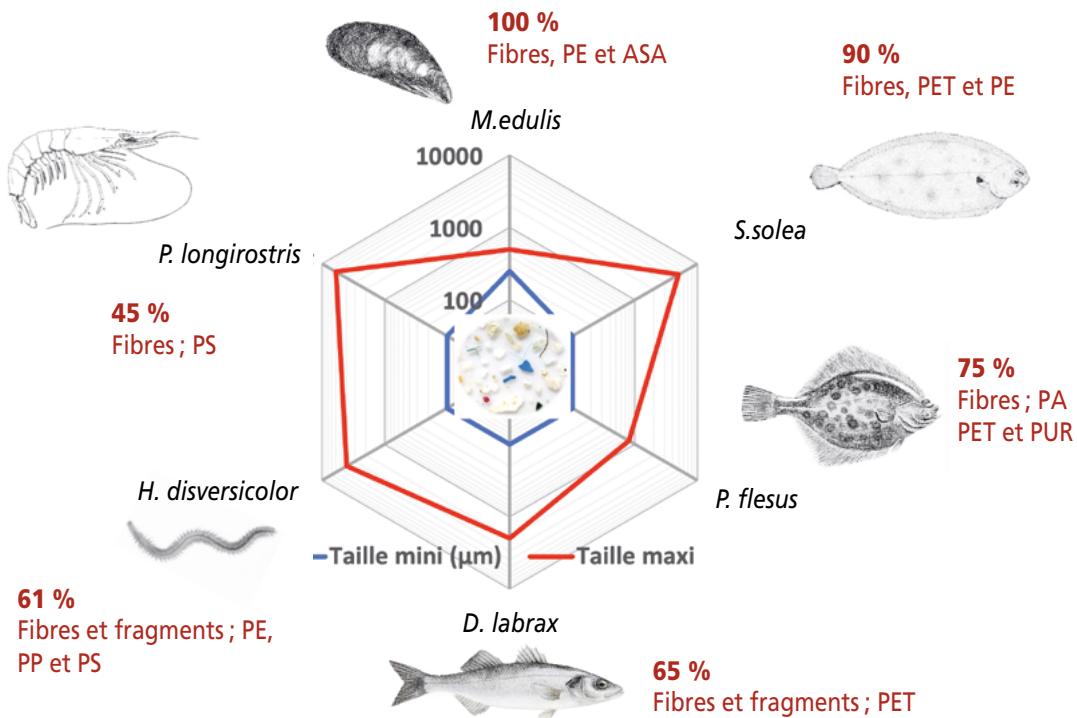


Illustration de l'évolution multi-décadaire de l'écotoxicité des sédiments du Rhône induite par les métaux et certains polluants organiques persistants. Sur cet axe fluvial, la pollution métallique s'est progressivement réduite, mais les POPs sont devenus plus impactants en aval (ETL, MTE, ARS et GEC sont des identifiants pour les stations de mesure).

D'après Dendievel A.-M. *et al.*, 2020a

Figure

17



Synthèse de la contamination de six espèces aquatiques de l'estuaire de Seine par des microplastiques. Le graphique en étoile donne les gammes de taille des microplastiques (en µm) imprégnant les échantillons biologiques. Les étiquettes de données en rouge expriment le pourcentage d'échantillons contaminés, et la nature des microplastiques. PUR : polyuréthane, PA : polyamide, PET : polyéthylène téréphtalate, PP : polypropylène, PE : polyéthylène, PS : polystyrène, ASA : Acrylonitrile styrène acrylate. H. diversicolor est un ver polychète marin, P. longirostris est une crevette, M. edulis une moule, P. flesus et S. solea sont des poissons plats (flet commun et sole), D. labrax est le bar commun.

Adapté de Gasperi & Cachot, 2021

Une étude sur la Seine a toutefois rapporté en 2021 qu'entre 40 et 100 % des individus de sept espèces aquatiques différentes (zooplancton copépodes, macro-invertébrés, poissons) étaient contaminés par des microplastiques de taille égale ou supérieure à 50 µm (Gasperi & Cachot, 2021 ; cf. Figure 17). Les résultats de recherches complémentaires, conduites sur la Loire, suggèrent pour leur part que l'exposition à long terme du benthos à des doses environnementales de microplastiques réalistes entraîne effectivement une toxicité pour ces organismes (Vidal *et al.*, 2023). L'imprégnation par les microplastiques d'autres organismes aquatiques, tels les amphibiens, commence aussi à être documentée, avec un lien établi avec la proximité d'activités humaines (Najibzadeh *et al.*, 2025).

S'il est vrai que les substances utilisées et émises dans l'environnement aquatique à l'échelle globale sont très nombreuses, il apparaît par contre que la pression toxique à l'échelle locale est le plus souvent exercée par quelques substances seulement, l'identité de ces dernières variant beaucoup selon les contextes (Rorije *et al.*, 2022). Ce nombre limité de substances impactantes à l'échelle locale devrait en faciliter la gestion. Pour autant, la contamination chimique est le plus souvent insuffisamment prise en compte dans la planification locale et la mise en œuvre des mesures de restauration écologique des cours d'eau. Un bilan établi par le MTECT, quant aux interventions 2010-2015 de l'agence de l'eau Rhin-Meuse, n'a ainsi pas permis de détecter d'impacts significatifs sur la valeur des indicateurs invertébrés aquatiques de ce bassin à la suite des opérations visant à rétablir les conditions écologiques des cours d'eau (Favre & Demoor, 2024). En effet ces opérations ne sont majoritairement envisagées que sous l'angle d'une amélioration des caractéristiques morphologiques d'une rivière. Or, pour qu'une restauration soit réussie, il est indispensable de considérer également les aspects chimiques. Des travaux récents synthétisant les résultats de vingt années d'efforts en Allemagne ont ainsi montré que les populations de poissons sont en général peu améliorées, et les macro-invertébrés ne reçoivent globalement aucun bénéfice des seules restaurations hydromorphologiques réalisées, que ce soit en termes de richesse ou de diversité des espèces (Brettschneider *et al.*, 2023). Ces auteurs concluent qu'une condition nécessaire pour une restauration écologiquement efficace est l'atteinte préalable d'une bonne qualité chimique du milieu. Des travaux publiés en 2025, portant sur les défaillances de la recolonisation des eaux de la Garonne par l'aloise (espèce piscicole protégée), parviennent à la même conclusion (Bancel *et al.*, 2025).

De fait, d'autres recherches récentes montrent que dans l'ensemble, en Europe, en dépit de la mise en œuvre de la DCE, plus du tiers des sites de mesure dépasse encore chaque année au moins un seuil réglementaire pointant des effets écotoxiques aigus sur les organismes aquatiques, et que ces risques ont augmenté de manière significative au fil du temps pour les poissons et les invertébrés aquatiques (Wolfram *et al.*, 2023).

Ces indicateurs reflètent une pression chimique qui continue de s'accroître sur les masses d'eau européennes, et des dépassements de seuils à grande échelle. Avec le changement climatique, les stress hydriques renforçant les étiages des cours d'eau, en intensité comme en durée, ou des événements pluvieux toujours plus intenses mettant plus souvent en défaut les systèmes d'assainissement, ou bien encore la canalisation des eaux urbaines, risquent fort d'accentuer cette tendance.

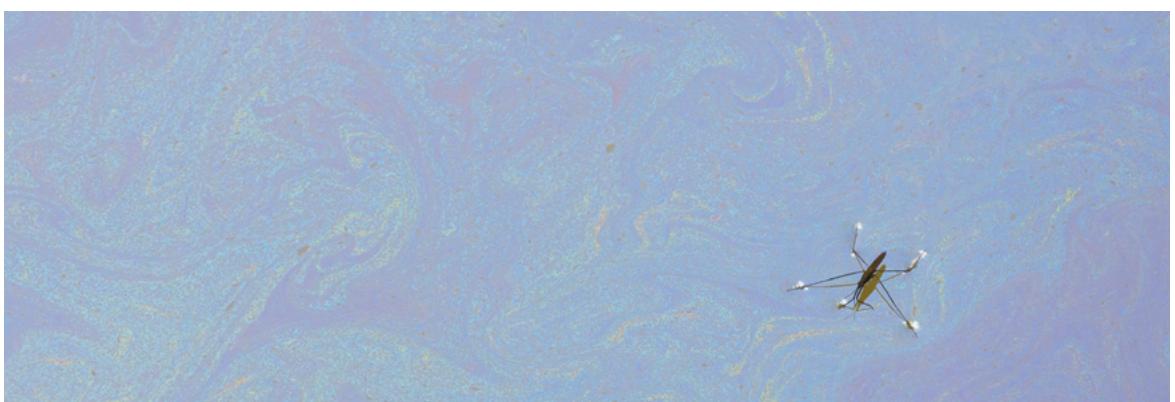


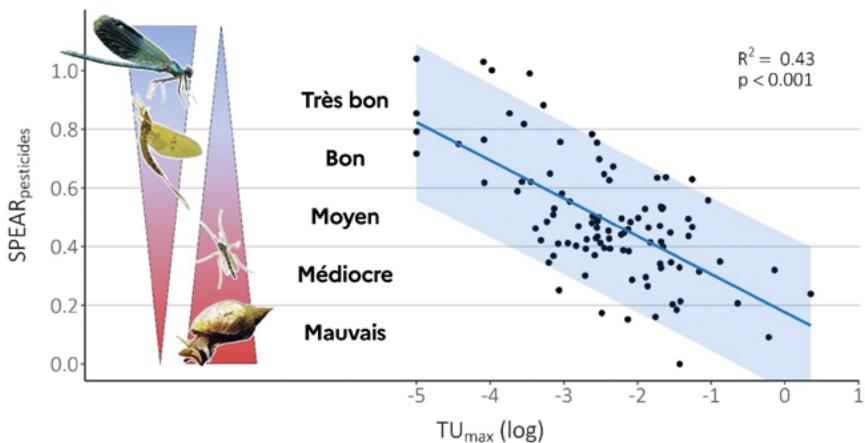
Illustration 6 : Pollution aquatique survenue après une période d'inondations. À la suite de gros orages estivaux, la montée des eaux dans les caves d'habitation fait basculer des cuves de fuel destinées au chauffage domestique. L'écoulement des eaux par le réseau pluvial conduit les polluants dans la rivière située à proximité.

2.3.2 L'impact spécifique du transfert vers les eaux des intrants agricoles de synthèse

À l'échelle européenne, les pesticides agricoles transférés depuis les bassins versants vers les cours d'eau (notamment du fait d'événements pluvieux) ont été identifiés comme les principaux facteurs de risque écologique (soit plus de 85 % des dépassements de seuils d'écotoxicité constatés), les invertébrés aquatiques étant le groupe d'espèces le plus gravement menacé (Wolfram et al., 2023 ; Schemmer et al., 2024). Plus largement, l'utilisation agricole des terres (très majoritairement conduite selon des pratiques conventionnelles de production intensive) a été clairement identifiée comme le principal facteur spatial des risques identifiés dans l'ensemble des eaux de surface européennes.

De façon cohérente avec cela, le résultat d'une étude à grande échelle de 2021 portant sur 101 sites de petits cours d'eau de plaine en Allemagne aura ainsi été que 83 % d'entre eux n'atteignaient pas les objectifs écologiques relatifs aux teneurs en pesticides (Liess et al., 2021). Comme illustré par la figure 18, la pollution diffuse par les pesticides d'origine agricole y était le principal facteur de réduction des populations d'insectes vulnérables dans les communautés d'invertébrés aquatiques, dépassant l'importance d'autres types de stress, tels qu'une mauvaise structure hydro-morphologique des cours d'eau, ou l'excès de nutriments dissous. Les niveaux de référence censés indiquer les concentrations de résidus de pesticides réglementairement acceptables pour les invertébrés y ont été identifiés comme insuffisamment protecteurs, d'un facteur variant de 5,3 jusqu'à 40. **Les insecticides se sont avérés être à cet égard, la classe de composés la plus critique.**

Figure 18



Évolution de l'indice SPEAR de biodiversité des invertébrés aquatiques, pour 101 cours d'eau allemands, en fonction d'un indicateur de pression毒ique TU reflétant la contamination en pesticides de ces rivières. SPEAR traduit la proportion d'espèces vulnérables dans la communauté des invertébrés collectés en ces différents sites.

Figure issue des travaux de Liess et al. (2021) ; avec l'aimable autorisation de Matthias Liess (UFZ, Allemagne)

Le fait que les concentrations d'insecticides, notamment d'origine agricole, y compris les molécules de nouvelle génération (comme les pyréthrinoïdes et les néonicotinoïdes), dépassent très souvent les seuils réglementaires dans les cours d'eau, se confirme à l'échelle mondiale. La prise en compte de ces seuils par les réglementations des différents pays apparaît de fait très insuffisamment protectrice (Stehle & Schulz, 2015). L'impact sur la richesse en macro-invertébrés des rivières est très fort, avec localement des pertes de 40 % des espèces (Beketov et al., 2013 ; Van Dijk et al., 2013). Certaines de ces substances actives sont actuellement sur le marché, y compris en France, comme le pyréthrinoïde synthétique tau-fluvalinate, et ce alors même que l'agence européenne en charge de leur évaluation (Autorité européenne de sécurité des aliments, EFSA) a conclu à un risque très conséquent sur les arthropodes non cibles (EFSA, 2010). Similairement, une étude de 2024 portant sur des espèces clefs des écosystèmes de 5 pays européens a montré qu'en moyenne, la λ -cyhalothrine (pyréthrinoïde utilisé communément pour lutter contre des parasites agricoles comme les pucerons, les coléoptères, les papillons de nuit, et, pour la santé humaine, les moustiques, les mouches et les tiques), appliquée aux doses recommandées, affecte 98,5 % de ces espèces (Blanco-Moreno, 2024).

D'autres travaux, menés aux États-Unis (Schulz *et al.*, 2021), confirment que les invertébrés (aquatiques ou pollinisateurs) ont été l'objet de pressions écotoxiques accrues ces deux dernières décennies, de par l'usage de molécules intrinsèquement plus nocives qu'auparavant, comme les pyréthrinoïdes ou les néonicotinoïdes, et ce en dépit de la réduction des quantités globales de pesticides appliquées.

Les résidus aquatiques des insecticides appliqués au champ, notamment les pyréthrinoïdes, sont aussi documentés comme responsables, au travers de différents mécanismes d'action, de tout un cortège d'effets écotoxicologiques chez les espèces piscicoles (perturbation thyroïdienne, perturbation neuro-comportementale, troubles du succès reproducteur, troubles de l'immunité...). Ils peuvent ainsi impacter significativement les populations de poissons (Fong *et al.*, 2016 ; Ullah *et al.*, 2018). Aux Antilles, le chlordécone, insecticide autrefois utilisé dans les bananeraies, et pourtant interdit depuis les années 1990, contamine encore largement les chaînes trophiques, y compris aquatiques, avec potentiellement des perturbations du système hormonal de la faune locale (Yang *et al.*, 2016). En Allemagne, la toxicité totale, vis-à-vis des poissons, des pesticides appliqués en agriculture a été évaluée comme ayant doublé entre 2015 et 2019, essentiellement du fait des insecticides ruisseaués vers les cours d'eau (Bub *et al.*, 2022).

Les usages des pesticides en agriculture intensive ne sont pas les seuls à pouvoir altérer les écosystèmes aquatiques, comme le suggère une étude menée sur les lacs de montagne des Pyrénées, où les communautés indigènes de micro-crustacés sont fortement déséquilibrées par le transfert des résidus des insecticides utilisés pour le traitement des troupeaux itinérants, du fait que ceux-ci viennent s'y abreuver ou paître à proximité (Machate *et al.*, 2022).

Les herbicides induisent eux aussi des risques pour des espèces non cibles aquatiques, telles les algues (Malaj *et al.*, 2014), le diagnostic des espèces à risque s'aggravant nettement lorsque sont utilisées **des approches prenant en compte la coprésence de diverses molécules** (Moschet *et al.*, 2014). Au niveau des communautés d'espèces aquatiques, les incidences directes des insecticides, combinées aux effets indirects des herbicides sur la nourriture (notamment les algues), réduisent la biomasse des groupes d'insectes les plus sensibles. Cela a pour conséquence de perturber les chaînes alimentaires à l'échelle des écosystèmes (Liebmann *et al.*, 2024).



© Pascale-Emmanuelle Lapernat / OFB

Illustration 7 : Vue au microscope de producteurs primaires aquatiques (microalgues et zooplancton)

En restant sur le sujet des herbicides, le principal produit de dégradation du glyphosate, désigné sous l'acronyme AMPA, est pour sa part suspecté de causer des dysfonctionnements majeurs dans le cycle de développement des amphibiens (Cheron & Brischoux, 2020). L'AMPA est extrêmement représenté dans l'environnement du fait de sa très importante stabilité et de l'usage très répandu des produits contenant du glyphosate.

Les pollutions liées spécifiquement à des **apports en nutriments azotés et phosphorés excédentaires aux milieux aquatiques** relèvent, dans des proportions semblables, de pressions diffuses agricoles d'une part, et de pressions ponctuelles liées à des rejets urbains ou industriels d'autre part. L'état des lieux mené sur le bassin Seine-Normandie en 2019 (AESN, 2019) semble toutefois montrer que les incidences diffuses agricoles liées au lessivage des terres chargées en engrais, et au retournement des prairies, ont tendance à augmenter. Les rejets ponctuels ont pour leur part nettement diminué ces dernières décennies, du fait notamment de l'amélioration des stations de traitement des eaux usées.

Une disponibilité excessive de ces nutriments pour les organismes aquatiques augmente la croissance des producteurs primaires aquatiques (plantes microphytes ou macrophytes), ainsi que l'avait souligné une expertise scientifique collective sur l'eutrophisation de 2017 (CNRS, 2017). Les conséquences les plus visibles en eau douce sont une forte accumulation locale de leur biomasse, généralement du phytoplancton, souvent associée à une anoxie en profondeur, particulièrement en fin de périodes d'efflorescence algale. Il existe également beaucoup de conséquences moins visibles, comme la modification de la structure des communautés de producteurs primaires (dominance de certaines espèces, souvent des cyanobactéries, potentiellement toxiques pour la faune), la réduction de la biodiversité et les modifications de tout le réseau trophique, avec un déséquilibre des flux de matière et d'énergie au sein de ce réseau.

Les parts relatives de l'impact sur l'intégrité des écosystèmes aquatiques, dues d'un côté aux excès de nutriments, et de l'autre à divers facteurs de stress (dont les micropolluants), apparaissent, en fait, différentes selon que l'on s'intéresse aux cours d'eau ou aux plans d'eau. Une étude de 2020, menée à grande échelle (Birk *et al.*, 2020), montre que, pour les plans d'eau, l'impact des nutriments semble prépondérant, alors que pour les rivières, les facteurs de stress sont nettement plus diversifiés. D'autres travaux ont cependant mis en avant l'incidence nocive des résidus de biocides (tels que les produits antusalissures utilisés pour traiter les coques de bateaux) sur la capacité des lacs à rétablir une macro-flore en bon état écologique, objectivant le fait que la pollution associée aux excès de nutriments n'est pas la seule cause possible de dysfonctionnement des écosystèmes lacustres (Machate *et al.*, 2021).

Les fertilisants synthétiques minéraux utilisés comme apports de nutriments en agriculture sont par ailleurs susceptibles de contenir des impuretés très toxiques, comme le cadmium, avec des préoccupations en termes de santé humaine (ANSES, 2021). Via le ruissellement sur les terres agricoles, ces contaminants sont aussi susceptibles de menacer les espèces aquatiques. Des enjeux de conservation de la faune aquatique protégée, liés à la bioaccumulation du cadmium, sont désormais mis en avant aux États-Unis (Center for Biological Diversity, 2022).

Il existe par ailleurs de nombreuses interactions masquées entre le niveau d'eutrophisation et l'écotoxicité des micropolluants (Roessink *et al.* 2008 ; Neal *et al.*, 2014 ; Carles *et al.* 2019, Fan *et al.* 2019). À titre d'exemple, il a pu être mis en évidence des effets combinés des résidus de pesticides fongicides et des nutriments sur la dynamique de décomposition des matières organiques, telles les feuilles mortes s'accumulant dans les cours d'eau (Feckler *et al.*, 2018).

Il est important de signaler que les apports en micropolluants et en intrants azotés et phosphorés, concourent également à favoriser l'émergence, le développement ou la propagation de maladies infectieuses chez les espèces aquatiques (poissons, mollusques, crustacés, amphibiens...), via la perturbation des équilibres qui permettent la coexistence de ces espèces avec leurs parasites, et autres agents pathogènes (Elie *et al.*, 2008 ; Elie & Girard, 2009 ; Rohr *et al.* 2013 ; Rumschlag & Rohr, 2018).

2.3.3 Les incidences spécifiques des pollutions urbaines et industrielles

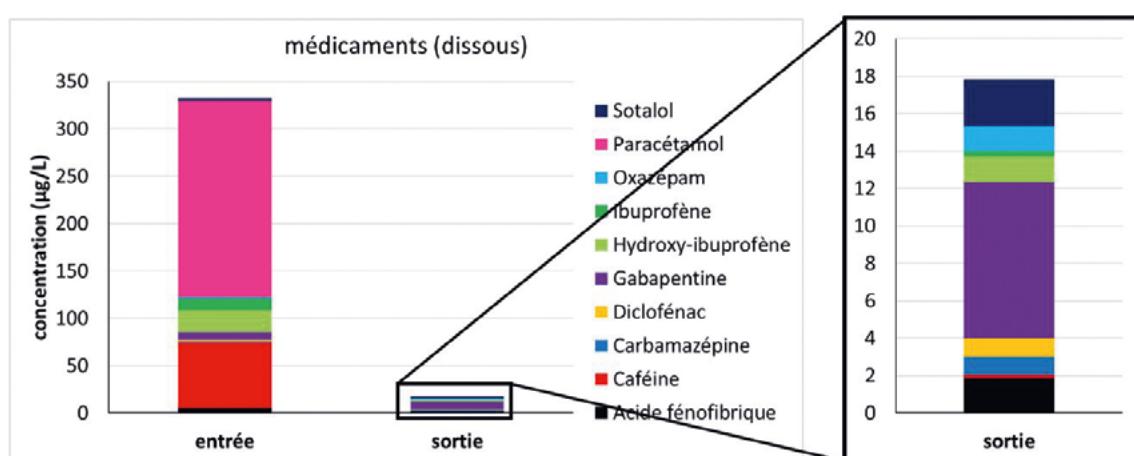
Les cours d'eau recueillent l'essentiel des rejets d'eaux urbaines, de par les processus précédemment illustrés dans la figure 6.

D'après la Commission européenne (COM, 2022b), **les secteurs pharmaceutique et cosmétique**, essentiellement du fait de l'usage généralisé des produits qu'ils mettent sur le marché, seraient conjointement responsables de 92 % de la charge toxique urbaine déversée vers les eaux réceptrices. Les résidus chimiques de ces produits sont en effet rejetés massivement dans les eaux usées urbaines, typiquement lessivés lors des lavages corporels pour les cosmétiques, ou excrétés dans les toilettes *via* les urines et les fèces, s'agissant des médicaments.

Cette évaluation globale est confirmée par des résultats précis, obtenus localement dans le cadre du projet bordelais Regard, la classe des substances actives pharmaceutiques y étant la plus représentée dans les analyses des eaux traitées en sortie des stations de traitement des eaux usées (STEU), avec des proportions comprises entre 57 et 89 % de la contamination totale (Chollet *et al.*, 2018). Ces molécules sont diversement éliminées par les STEU (cf. Figure 19), conduisant à une contamination des cours d'eau récepteurs plus ou moins importante selon les molécules.

Figure

19



Concentrations des différents résidus de médicaments mesurées en entrée et en sortie d'une station de traitement des eaux usées de l'agglomération bordelaise, dans le cadre du projet Regard. Les principaux contributeurs amont (paracétamol, caféine) sont bien éliminés par le traitement, mais un certain nombre de molécules réfractaires et écotoxiques en ressortent indemnes et sont déversées dans le cours d'eau récepteur.

© Marion-Justine Capdeville

La pollution des eaux de surface induite par les résidus pharmaceutiques est en fait un problème d'ampleur mondiale, ainsi que l'a très bien documenté une étude internationale de 2022 (Wilkinson *et al.*, 2022). Parmi les 258 fleuves investigués sur la planète par ce projet, seuls 3 d'entre eux, situés dans des régions reculées, sont indemnes de cette contamination, et les 3 cours d'eau français étudiés se trouvent dans une position médiane en termes de contamination. Ces résidus pharmaceutiques sont à la fois liés aux usages domestiques, hospitaliers, vétérinaires mais également à la phase de production industrielle de substances actives médicamenteuses (Cardoso *et al.*, 2014). Cette composante industrielle, généralement combinée aux composantes liées aux usages domestiques au sein des STEU urbaines, est susceptible d'augmenter significativement la charge de micropolluants à traiter par ces établissements collectifs (Scott *et al.*, 2018).

D'une façon générale, il est important d'avoir en tête que **les systèmes d'assainissement collectifs urbains classiques ne sont pas conçus pour réduire les micropolluants**, car la réglementation ne le demande pas. La connaissance des pressions chimiques urbaines associées aux rejets des stations de traitement des eaux usées françaises s'est néanmoins affinée dans le cadre de la DCE, avec la mise en œuvre depuis la décennie précédente du dispositif national de recherche des substances dangereuses dans les eaux des stations de traitement des eaux usées (RSDE-STEU) (Partaix *et al.*, 2021). Ce texte astreint les collectivités gestionnaires de

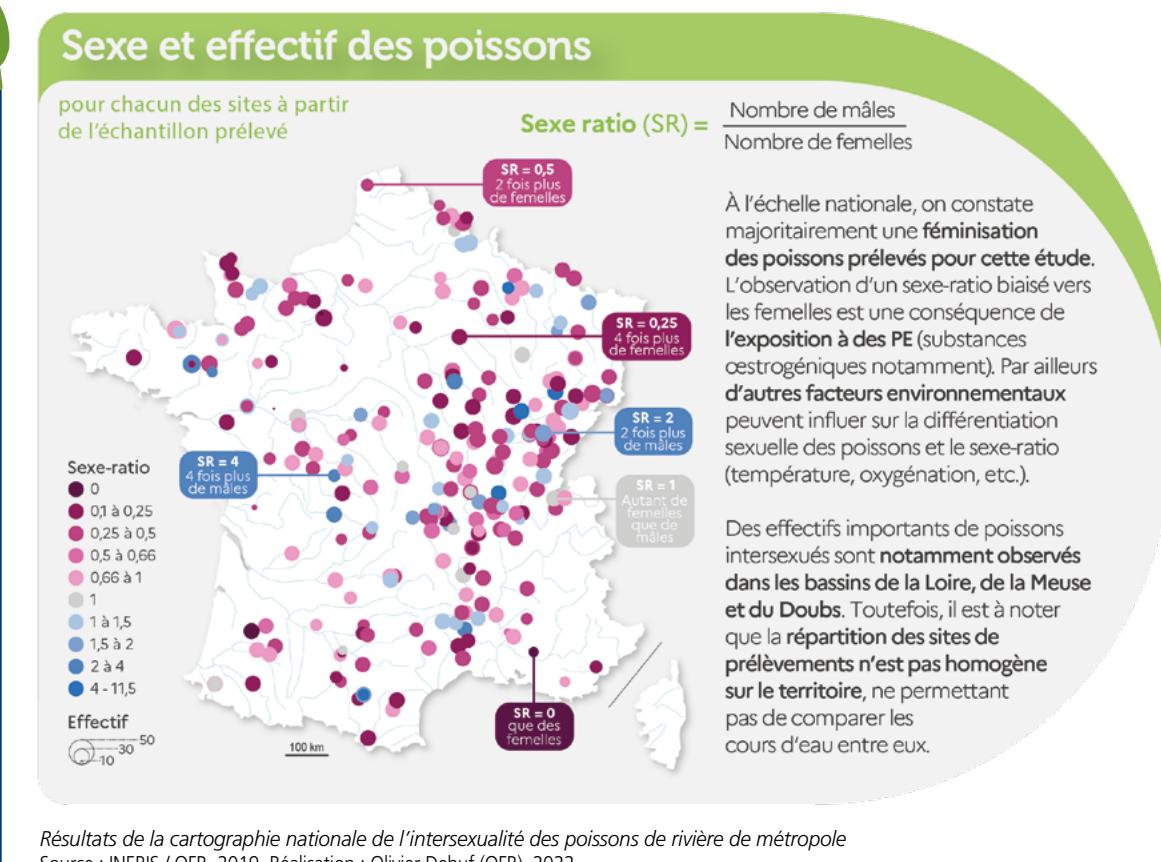
STEU traitant les eaux de plus de 10 000 équivalents-habitants à rechercher une liste de substances dangereuses dans les eaux brutes et traitées de la station et, pour celles dépassant les seuils définis, à engager un diagnostic vers l'amont pour identifier leurs sources d'émissions et les actions de réduction associées. Dans ce cadre, plus de 700 STEU ont engagé des campagnes de surveillance RSDE en 2018-2019 et une vague de diagnostics a couru depuis 2019.

La révision en cours de la directive cadre européenne eaux résiduaires urbaines (DERU), qui ne considérait pas jusqu'à présent les micropolluants, a finalement examiné les modalités de leur prise en compte explicite (EPSR, 2023). Cette remise en cause des approches actuelles de gestion des eaux urbaines est d'autant plus pressante qu'une analyse paneuropéenne récente a montré que l'état écologique des cours d'eau et des petites rivières européens se détériore significativement lorsque la part du débit provenant des rejets d'eaux usées urbaines est plus élevée (Büttner *et al.*, 2022). Les chercheurs ont ainsi déterminé une valeur critique de la fraction du débit des cours d'eau apportée par les eaux usées, se montant à 6,5 %, valeur statistique au-delà de laquelle des dommages polluants se produisent. Or, ces chercheurs ont aussi constaté qu'un tiers des rejets de STEU analysés en Europe dépassaient ce seuil critique. Ils ont aussi noté que, sur la base de leur modèle, la mise en œuvre de ce niveau maximal de 6,5 % dans toutes les STEU européennes ferait plus que doubler le nombre de cours d'eau présentant un bon état écologique.

Par ailleurs, il s'avère qu'actuellement **une grande partie (environ 44 %) de tous les effluents traités en Europe sont émis directement dans des sites à fort enjeu de biodiversité Natura 2000**, ou dans la zone tampon de 2 km qui les entoure, ce qui amplifie l'attention à porter à l'amélioration du traitement de ces rejets urbains (Van Dijk *et al.* 2023). Certains travaux soulignent par exemple les liens entre apport de nutriments responsables des phénomènes d'eutrophisation ou de dispersion d'agents pathogènes, et émergence d'épisodes épidémiques chez les oiseaux d'eau sauvages, fréquentant des eaux calmes ou stagnantes recevant des effluents de stations d'épurations urbaines (Anza *et al.*, 2014).

Un autre effet connu des rejets urbains (ou de certaines industries) en rivière, identifié depuis près de vingt ans, est la **perturbation du système endocrinien et des caractéristiques sexuelles des poissons** (Ineris/OFB, 2019 ; cf. Figure 20). Ainsi, dans certaines de nos rivières métropolitaines, les gardons présentent parfois des taux d'individus mâles inférieurs à 20 % de la population totale, ou des marqueurs d'intersexualité affectant jusque 50 % des mâles (Geraudie *et al.*, 2017). Plusieurs études menées par ailleurs ont pu effectivement associer des altérations dans des structures populationnelles de poissons avec les activités endocriniennes des rejets urbains (Hicks *et al.*, 2017 ; Weitere *et al.*, 2021). Ce constat peut être confronté à la mise en évidence récente par l'Ineris que plus d'un tiers de la centaine de substances surveillées via le dispositif RSDE ont des propriétés de perturbation endocrinienne avérées (INERIS, 2020).

De fait, les résidus hormonaux ou médicamenteux, qui ne sont pour le coup que très partiellement considérés par le dispositif RSDE en vigueur, sont fortement suspectés d'induire des déséquilibres écologiques au sein des communautés aquatiques, et ce à des teneurs nettement plus faibles qu'attendues d'après les tests effectués en laboratoire (Joachim *et al.*, 2021). Ces impacts peuvent se manifester à l'échelle d'organismes microscopiques (Lawrence *et al.*, 2012), ou encore générer des atteintes physiologiques et/ou comportementales aux poissons (Polverino *et al.* 2021 ; Brand *et al.*, 2025), rendant ainsi vulnérables leurs populations et la biodiversité qui en dépend (Kidd *et al.* 2007 ; Sanchez *et al.*, 2011 ; Klaminder, 2016). C'est en fait tout un panel d'effets écotoxiques possibles qui sont associés à ces rejets aqueux de résidus pharmaceutiques, avec un plausible effet retour direct sur la santé humaine, notamment via la promotion dans l'environnement de bactéries résistantes aux antibiotiques rejetés (ANSES, 2020 ; Lecomte *et al.*, 2023).



Les invertébrés aquatiques, parmi lesquels les insectes et autres arthropodes, apparaissent comme particulièrement affectés par la pollution urbaine drainée vers les cours d'eau (Jarvis *et al.*, 2014 ; Weitere *et al.*, 2021). Il a notamment pu être montré que **leur diversité génétique est significativement amoindrie lorsque le niveau de micropolluants est plus important** sur les sites où ils vivent (Švara *et al.*, 2022). De telles réductions de la diversité à l'échelle du génome peuvent rendre ces populations vulnérables sur le long terme, en se traduisant par une tolérance intergénérationnelle plus faible des populations touchées, vis-à-vis de pollutions ultérieures (Abdullah *et al.*, 2022). Un autre type d'effets observés concerne des modifications intergénérationnelles significatives des paramètres du cycle biologique (taux de croissance, nombre d'œufs, âge à la première reproduction...), résultant de modifications dans l'expression des gènes et des protéines (Mielecki *et al.*, 2023). Des **liens entre adaptations génétiques à la pollution toxique et composition des communautés écologiques** commencent même à pouvoir être démontrés sur le terrain (Siddique *et al.*, 2023).

Des études menées à large échelle ont par ailleurs révélé que les rejets urbains induisent des perturbations sur ces populations d'invertébrés à des niveaux d'exposition aux contaminants urbains pourtant bien inférieurs aux seuils d'écotoxicité obtenus par les tests standards en laboratoire, vraisemblablement du fait d'interactions avec d'autres contaminants présents, ou d'autres facteurs de stress environnementaux (Berger *et al.*, 2016).

En cohérence avec ces observations, il a pu être montré que **la mise en œuvre de traitements plus performants dans les STEU** (étape additionnelle d'ozonation des effluents, ou de filtration par du charbon actif, qui ont la vertu de dégrader/intercepter plus fortement une grande partie des micropolluants), contribuait bien à restaurer la diversité en invertébrés des cours d'eau (Ashauer, 2016 ; cf. Figure 21) et à restaurer la croissance algale (Kienle *et al.*, 2022).

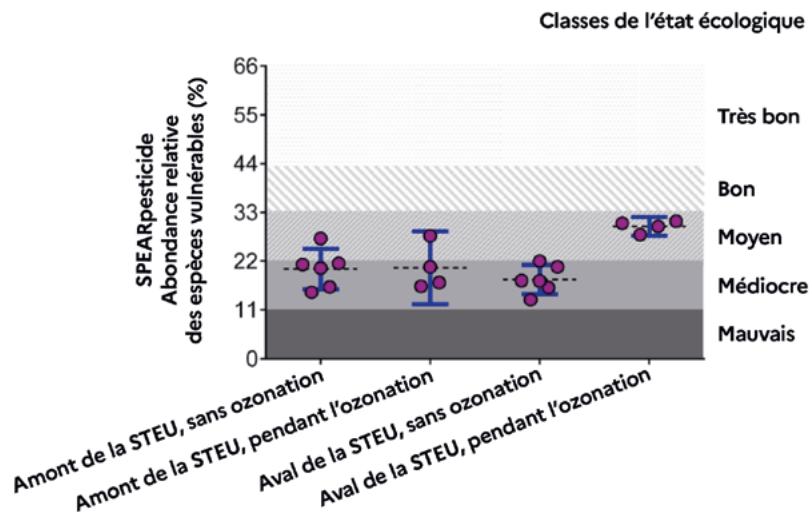


Figure 21 : Amélioration de la biodiversité des invertébrés aquatiques, reflétée par l'indice SPEAR, à l'aval d'une station de traitement des eaux usées équipée ou non d'un étage d'ozonation pour le traitement des eaux usées rejetées. SPEAR traduit la proportion d'espèces vulnérables dans la communauté des invertébrés collectés en ces différents sites.
D'après Ashauer *et al.* 2016

Les rejets d'eaux usées traitées ne représentent toutefois qu'une partie des eaux urbaines dégradant les cours d'eau : en effet, **les eaux pluviales, qui ruissellent et lessivent les surfaces polluées et imperméabilisées de la ville**, rejoignent, elles aussi, et souvent sans traitement préalable, les milieux aquatiques récepteurs. Certains travaux indiquent par exemple que les fortes précipitations et les ruissellements urbains associés ont une incidence importante sur la charge de perturbation endocrinienne des milieux aquatiques récepteurs (Wolf *et al.*, 2022), et constituent pour les pesticides une voie de transfert plus rapide encore que l'épandage agricole (Wittmer *et al.*, 2011).

Parmi les effets du ruissellement pluvial en ville, des chercheurs ont récemment découvert qu'un additif du caoutchouc, omniprésent dans le monde et utilisé comme antioxydant pour réduire le vieillissement des pneus, peut former un produit de dégradation hautement toxique pour les populations de saumons (Tian *et al.*, 2021). Cette découverte a permis d'établir un lien longtemps négligé entre l'usure des pneus à terre et ses effets sur les écosystèmes aquatiques drainant les ruissellements routiers. Par ailleurs, les particules de pneu représentent une vaste part des microplastiques transférés par les eaux pluviales urbaines (Ziajahromi *et al.*, 2023).

Les grands sites industriels restent également des pourvoeux importants d'écotoxicité aquatique. D'après un rapport de l'Agence européenne de l'environnement (AEE), en termes de risques écotoxiques aquatiques, et en comptabilisant tant les sites industriels qui rejettent leurs effluents dans les eaux urbaines que ceux qui les rejettent directement dans les cours d'eau, certains secteurs industriels induisent des pollutions à des niveaux comparables, voire supérieurs, à ceux des eaux usées urbaines domestiques (EEA, 2018). C'est le cas des phénols issus de l'industrie pétrolière, ou de certains composés organo-chlorés émis par le secteur de la chimie ou par les entreprises de nettoyage à sec. De récentes révélations sur des très importantes émissions industrielles de PFAS accentuent la mise à l'index de sites de production et d'utilisation de produits chimiques organiques¹⁷, au point qu'une mission auprès du gouvernement a récemment préconisé l'interdiction de ces rejets (Isaac-Sibile, 2024).

L'étude de l'AEE ci-dessus citée a estimé en outre qu'environ 50 % de la charge écotoxicité liées aux métaux lourds transférée aux cours d'eau européens par des rejets ponctuels serait d'origine industrielle. L'analyse des données de rapportage européen récentes n'indique d'ailleurs pas de progrès à cet égard depuis le début de ce siècle (Erhart & Erhart, 2023).

17. <https://www.eea.europa.eu/publications/zero-pollution/cross-cutting-stories/pfas>.

La filière minière est quant à elle appelée à retrouver un certain essor en Europe du fait du caractère stratégique de l'approvisionnement en métaux et de la découverte de gisements de terres rares, et de nombreux autres métaux et métalloïdes nécessaires à la transition énergétique. Elle est connue pour s'accompagner sur l'ensemble de la planète de menaces pour la biodiversité aquatique (poissons, oiseaux d'eau, invertébrés benthiques, organismes planctoniques...), comme cela a pu être attesté par divers travaux (Seki, 2022 ; cf. aussi § 2.3.1 « **L'influence toujours croissante des micropolluants sur l'état écologique des milieux aquatiques continentaux** »), notamment du fait de la mobilisation excessive de métaux dissous transférés aux cours d'eau. Aux États-Unis, des travaux couvrant de vastes échelles spatiales suggèrent même que les sites miniers ont un retentissement négatif sur les populations piscicoles supérieur à ceux associés à l'agriculture, à l'imperméabilisation des surfaces, ou à l'utilisation des sols urbains (Daniel *et al.* 2015). Un exemple proche de nous concerne l'incidence de l'extraction du cuivre sur la raréfaction du saumon, tel que cela a pu être mis en lumière en Espagne (Morán *et al.*, 2018).

2.4 - La biodiversité marine : des écosystèmes complexes particulièrement vulnérables aux pollutions

L'océan et les zones côtières sont extrêmement vulnérables à toute une série de phénomènes environnementaux et anthropiques. On estime que les mers et océans contiennent entre cinq cent mille et dix millions d'espèces marines, dont la plupart n'ont pas encore été identifiées, et la biodiversité y évolue à un rythme exceptionnellement rapide, car les biotes marins sont particulièrement vulnérables aux activités humaines. De nombreuses espèces marines exploitées ont été décimées au cours des dernières décennies et certains groupes, comme les coraux, les requins et les mammifères marins, sont menacés d'extinction. En Europe, 33 % des oiseaux de mer et 40 % des espèces de requins et de raies présentaient des populations en déclin. D'après le bilan établi en 2018 par le Fonds mondial pour la nature (WWF, 2018), depuis les années 1970, l'étendue des herbiers marins a diminué de plus de 30 %, la couverture des mangroves a diminué de 38 %, tandis que la couverture des coraux vivant sur les récifs a presque diminué de moitié à l'échelle planétaire.

La pollution était identifiée en 2015 comme la seconde cause de déclin des poissons marins européens, après la surpêche (COM, 2015).

S'agissant de ces mers européennes, un inventaire de 2014 avait identifié 210 espèces « clés de voûte », définies par leur rôle critique dans les écosystèmes, leur abondance ayant de ce fait une influence forte sur leur environnement (Smith *et al.*, 2014). L'une des principales conclusions de ce travail est que, alors que la plupart des suivis systématiques des espèces n'incluent que des espèces vertébrées, la plupart de ces espèces clés sont en fait des invertébrés. Il s'en suit un manque très important de connaissance de leur abondance et de leurs fonctions. Or ces invertébrés marins, notamment les gastéropodes et bivalves, constituent des populations très vulnérables aux pollutions. Cela a notamment été constaté par le passé du fait de perturbations endocriniennes occasionnées par des agents antusalissures appliqués sur les coques de bateaux, tel le tributylétain (Alzieu, 2000 ; Roach & Wilson, 2009 ; Fernandez, 2019). Des travaux plus récents encore indiquent que les résidus de ces produits antusalissure, mais aussi des pesticides agricoles et des pharmaceutiques, sont bien présents sur la frange littorale métropolitaine, à des niveaux préoccupants (Ifremer, 2024). Ces constats sont à confronter avec la mise en évidence expérimentale d'impacts de tels mélanges sur les cycles de développement des mollusques marins, et ce sur plusieurs générations (Sussarellu & Sol Dourdin, 2024).



© Emmanuel Donfut / Balao

Illustration 8 : Invertébré gastéropode marin au sein de l'herbier de zostères marines de l'anse de Kersaux sur le site Natura 2000 « Dunes et côtes de Trévignon » (Finistère Sud), dans le cadre du projet d'installation de mouillages écologiques (ZMEL) financé par le projet Life Marha

Les récifs coralliens, éléments centraux pour de nombreux écosystèmes marins sur la planète, s'avèrent également très vulnérables aux pollutions chimiques, notamment celles engendrées par le tourisme insulaire et côtier, les résidus de crèmes solaires dispersés dans les eaux étant des agents toxiques très agressifs à cet égard (Downs *et al.*, 2022). À l'échelle planétaire, les rejets de stations d'épuration côtières constituent également une pression très conséquente sur de nombreux récifs coralliens (Wear & Thurber, 2015). En France, avec l'appui de l'OFB, l'ANSES a pu mener en 2022 une évaluation des risques pour une cinquantaine de substances (filtres UV, hydrocarbures, pesticides et métaux), en s'appuyant principalement sur les données disponibles en Guadeloupe, Martinique, à la Réunion et à Mayotte (ANSES, 2023). L'expertise montre que la moitié des substances évaluées peut présenter des risques pour les récifs coralliens et contribuer à leur dégradation. L'ANSES alerte sur le fait que, faute de données disponibles, ce nombre est très probablement sous-estimé.

Comme nous le montrent trop souvent des images de marées noires, les espèces marines sont affectées par les pollutions accidentelles aux hydrocarbures. De façon moins spectaculaire, elles subissent également l'eutrophisation liée aux apports fluviaux de nutriments azotés, qui déséquilibre la production primaire à la base des écosystèmes. Ainsi que l'avait souligné l'expertise scientifique collective sur l'eutrophisation de 2017 (CNRS, 2017), cela provoque le développement massif d'algues, qui peut concerner à la fois les microalgues (phytoplancton) et les macroalgues. Dans les eaux côtières peu profondes, l'eutrophisation du milieu s'accompagne généralement d'une simplification structurale des communautés algales conduisant à une prédominance des espèces phytoplanctoniques et des macroalgues opportunistes. Le phénomène des algues vertes en Bretagne en est la manifestation la plus connue en France.

Ces phénomènes entraînent une dégradation de la qualité de l'eau et provoquent des déséquilibres au sein des organismes jusqu'à une perte de biodiversité de l'écosystème marin. Au niveau mondial, des « zones mortes » étendues ont ainsi été signalées dans plus de 400 endroits, affectant une superficie totale de plus de 245 000 km², et constituent probablement un facteur de stress important pour les écosystèmes marins à grande échelle (Diaz & Rosenberg, 2008).

De façon discrète et chronique, les espèces marines sont aussi victimes des polluants organiques persistants (POP), dont les probables méfaits démographiques au niveau de certaines populations de mammifères (orques, dauphins, lions de mer...) ont été mis en avant ces dernières décennies (Ylitalo *et al.*, 2005 ; Jepson & Law, 2016). Plus généralement, les effets néfastes des POP sur la santé des mammifères marins ont été associés à une sensibilité accrue aux maladies infectieuses, à l'immunosuppression, à des troubles de la reproduction, à des perturbations endocriniennes et à des tumeurs (Bossart, 2011). Des études récentes sur les

dauphins de Méditerranée confirment la persistance de ces contaminations (Dron *et al.*, 2022), et pointent l'imprégnation de ces mammifères par de nouveaux contaminants (insecticides pyréthrinoïdes, additifs halogénés des plastiques...) (Aznar-Alemany, 2017 ; Sala B., *et al.* 2019 ; Berio E., *et al.*, 2020, Minoia *et al.*, 2023). Des modélisations du centre commun de recherche européen indiquent par surcroît que les modifications hydrodynamiques (courants marins, stratification) associées au changement climatique pourraient aggraver les concentrations de pesticides persistants dans certaines régions marines, même dans des scénarios de forte réduction des usages de ces substances (JRC, 2022).

Les performances vitales des oiseaux marins sont aussi sensiblement affectées par ces contaminants, qui entravent notamment leur efficacité reproductrice (Sonne *et al.*, 2020).

La contamination des milieux au mercure, largement transférée par voie atmosphérique et généralisée sur l'ensemble du globe, essentiellement du fait des émissions associées à la combustion du charbon, affecte particulièrement les écosystèmes marins (Bisi *et al.*, 2012). En effet, ces écosystèmes hébergent des réseaux trophiques particulièrement riches et complexes, et ce métal se trouve de ce fait fortement bio-amplifié dans la chair des organismes situés dans les hauts niveaux trophiques. C'est ainsi que la consommation de produits de la mer est la première cause de contamination au méthyl-mercure chez les humains, avec de potentiels effets neurologiques, développementaux, voire tératogènes (Oleko *et al.*, 2021). Ce contaminant induit pareillement des effets sur la santé et la capacité reproductive de la faune, notamment chez les oiseaux piscivores (Zabala *et al.*, 2020), et sa teneur dans les organismes aquatiques européens dépasse quasi systématiquement les seuils écotoxiques réglementaires, tout en restant aussi à des niveaux préoccupants chez les mammifères marins.

D'après des travaux de 2023, d'autres métaux, comme le cadmium ou l'antimoine, pourraient aussi expliquer, en association avec les évolutions du climat, des déséquilibres de sex-ratio chez les tortues marines vivant au niveau de la Grande barrière de corail, lesquelles, se nourrissant à proximité de zones contaminées, transmettent ces contaminants à leurs couvées (Barraza *et al.*, 2023).

Les débris plastiques représentent une autre pollution marine aux conséquences durables, désormais très médiatisée, exerçant une pression majeure sur la biodiversité. Des milliers d'espèces sont touchées, dont 15 % émergent déjà sur la liste rouge des espèces menacées (exemples : phoque d'Hawaï, otarie d'Alaska, tortue caouane, pétrel à menton blanc...). Les conséquences létales des déchets des plastiques concernent des millions d'oiseaux et des dizaines de milliers de mammifères. On estime que 95 % des pétrels fulmars (oiseaux marins, cf. Illustration 9) voient leurs contenus stomacaux contaminés par près d'un gramme de plastique (soit environ 5 % de leur masse corporelle). Des travaux publiés en 2023 et menés en Australie sur des cadavres d'oiseaux marins ont aussi pu montrer que la présence de particules plastiques dans les tissus stomachaux était fortement associée à la formation d'un tissu cicatriciel étendu et à des modifications importantes, voire à la perte, de la structure tissulaire (Hayley *et al.*, 2023).

Plus largement, les poussins d'oiseaux de mer fortement affectés par l'ingestion de plastique montrent une série de conséquences négatives sur leur santé, y compris des signes de neurodégénérescence (de Jersey *et al.*, 2025).



Illustration 9 : Pétrel fulmar, Golfe de Gascogne. Cette espèce est utilisée réglementairement comme bio-indicatrice de la pollution plastique marine.

Les micro- et nanoplastiques, largement issus de la dégradation de ces déchets, sont susceptibles d'affecter pour leur part des individus situés à tous les niveaux des réseaux trophiques, comme le montrent de nombreuses expériences en laboratoire, même si aujourd'hui des effets à l'échelle de populations n'ont pas pu être démontrés. Des invertébrés marins, comme les langoustines, ont toutefois fait l'objet d'études grandeurs nature conclusives quant à leur vulnérabilité aux microplastiques, avec par surcroît des conséquences économiques en aquaculture (Welden & Cowie, 2016). Le compartiment sédimentaire côtier et sa microfaune sont également dégradés par les particules plastiques ou élastomères, tels que les résidus de pneus et leurs additifs (Ding *et al.*, 2022).

Des études récentes révèlent par ailleurs que les nano/microplastiques sont susceptibles d'agir de concert avec les POP qui y sont incorporés ou adsorbés, au détriment de la santé d'organismes comme les poissons (Le Bihanic *et al.*, 2020) ou du zooplancton marin (Jeong *et al.*, 2018).

Il a par ailleurs été estimé qu'une baleine bleue qui se nourrit de krill peut ingérer quotidiennement dix millions de microplastiques, tandis qu'une baleine à bosse qui se nourrit de poisson en ingère environ deux cent mille (Kahane-Rapport, 2022).

Les prévisions d'accroissement continu de cette pollution plastique semblent malheureusement se confirmer au travers des observations scientifiques récentes. Pour prendre un exemple proche de nous, la campagne VigiePlastic Méditerranée 2024 menée par le collectif citoyen Expédition MED dans une zone d'accumulation au large du Cap Corse fait état de niveaux de contamination parmi les plus élevés du monde, avec des valeurs observées nettement supérieures à celles enregistrées dans la même zone cinq ans auparavant¹⁸. Par ailleurs les progrès les plus récents de la mesure de la contamination plastique semblent confirmer ce qui était craint, à savoir qu'au final l'essentiel de cette pollution revêt en mer la forme de nanoparticules (taille <1µm), fraction jusqu'alors sous-estimée (ten Hietbrink *et al.*, 2025). Cette fraction est aussi celle la plus susceptible d'induire des effets biologiques délétères.

On peut légitimement ajouter au cortège des pollutions chimiques menaçant de façon critique la vie marine, l'acidification des océans, autre conséquence majeure, au côté du dérèglement climatique, de l'augmentation du CO₂ atmosphérique d'origine humaine. Les projections actuelles suggèrent que d'ici la fin de ce siècle, le pH de l'océan pourrait baisser de 0,3 à 0,4 unité supplémentaire du fait de la capture de ce CO₂ excédentaire, pour atteindre des niveaux jamais vus depuis des millions d'années. Ce changement rapide dans la chimie des océans a de profondes implications sur la vie marine, en particulier sur les organismes dotés de structures en carbonate de calcium, comme les récifs coralliens et les coquillages, qui sont vulnérables à des conditions plus acides. Une étude de cas de 2020 a par exemple déjà mis en évidence ce risque pour les récifs coralliens d'eau froide, largement répartis dans l'Atlantique Nord (Hennige *et al.*, 2020). Beaucoup de ces récifs seront probablement exposés à des eaux corrosives pour leur structure vers la fin du siècle, mettant ainsi en danger l'habitat qu'elle forme pour une communauté d'organismes très diversifiée.

En outre, des recherches ont mis en évidence que les régions côtières sont plus vulnérables à l'impact négatif de l'acidification des océans, du fait des flux importants de polluants provenant des écosystèmes terrestres (Zeng *et al.*, 2015). L'acidification et la pollution des océans se facilitent mutuellement, et donc la protection de l'environnement côtier contre la pollution présente un potentiel important pour atténuer les risques écologiques associés à l'acidification.

Enfin, la nécessité de faire face au changement climatique induit d'autres conséquences indirectes sur le milieu marin, tel le déploiement en masse de champs d'éoliennes en mer, avec leur lot d'émissions chimiques (plus de 200 composés identifiés à ce jour), aux implications encore largement inconnues sur la biodiversité (Hengstmann *et al.*, 2025).

18. <https://www.expedition-med.org/actualites/en-mediterranee-expedition-med-quantifie-plus-de-2-millions-de-particules-plastiques-par-km%2b2/>.

2.5 - Les pollutions ignorent les frontières entre les compartiments écologiques

Les liens entre écosystèmes terrestres, aquatiques et marins sont essentiels dans la maîtrise des pollutions. En effet, une large part des polluants aquatiques est préalablement dispersée sur les sols (fertilisation et pesticides, dépôts aériens) et y transite avec la possibilité d'être plus ou moins durablement stockée, avant d'atteindre, de façon non souhaitée, les masses d'eaux souterraines ou superficielles, puis l'océan. À titre d'exemple, il a été estimé en moyenne que, pour le glyphosate, l'érosion par ruissellement depuis les cultures permanentes européennes (agrumes, vignes, olives, autres arbres fruitiers et baies) pouvait amener au transfert vers les eaux de surface de plusieurs grammes par hectare et par an, correspondant à environ 1 % des doses appliquées (Silva et al., 2018). Les microplastiques présents dans les sols agricoles pourraient en outre servir de vecteurs aux pesticides, augmentant ainsi le risque de leur diffusion à travers la matrice du sol ou vers d'autres compartiments de l'environnement (Peña et al., 2023).

D'autres travaux indiquent que des pesticides agricoles continentaux, tel le fongicide Carbendazime, peuvent rejoindre les milieux littoraux à des teneurs pouvant excéder de deux ordres de grandeur les niveaux susceptibles d'induire des altérations comportementales chez certaines espèces de poissons (Mitchell et al., 2024).

A contrario, et de façon moins intuitive car à rebours des flux hydriques amont-aval dans les bassins versants, la présence des polluants dans les milieux aquatiques est de nature à impacter la faune terrestre. C'est notamment le cas pour les amphibiens, qui sont parmi les espèces subissant l'extinction planétaire la plus rapide, et pour lesquels la phase initiale de la vie terrestre se déroule dans l'eau. Il a ainsi pu être montré que pour les grenouilles, l'exposition précoce des têtards à certains résidus d'herbicides se traduisait ensuite par un accroissement de la vulnérabilité aux parasites et une plus forte mortalité lors de leur stade de vie terrestre ultérieur (Rohr et al., 2013). L'influence combinée des herbicides les plus couramment utilisés apparaît en outre, pour certains amphibiens, comme un déterminant puissant de la prévalence d'infections parasitaires à tous les stades de leur vie, terrestres et aquatiques (Rumschlag et al., 2018). Les pollutions des sédiments continentaux et des zones humides par des métaux lourds ont également pu être identifiées comme causes significatives du déclin des amphibiens (Kristina et al., 2013).

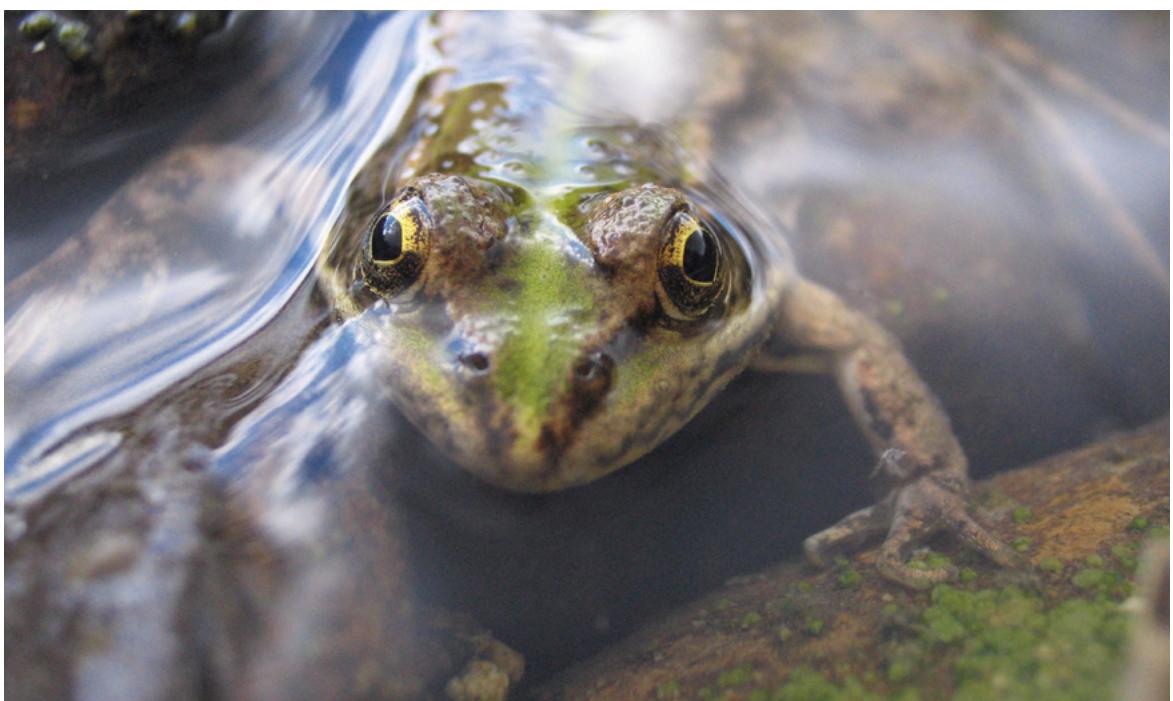


Illustration 10 : Les amphibiens, famille d'espèces très vulnérables aux pollutions. Grenouille verte (*Pelophylax kl. esculentus*) (Fleuve le Lez, Montpellier)

© Lionel Saint-Olympe / OFB

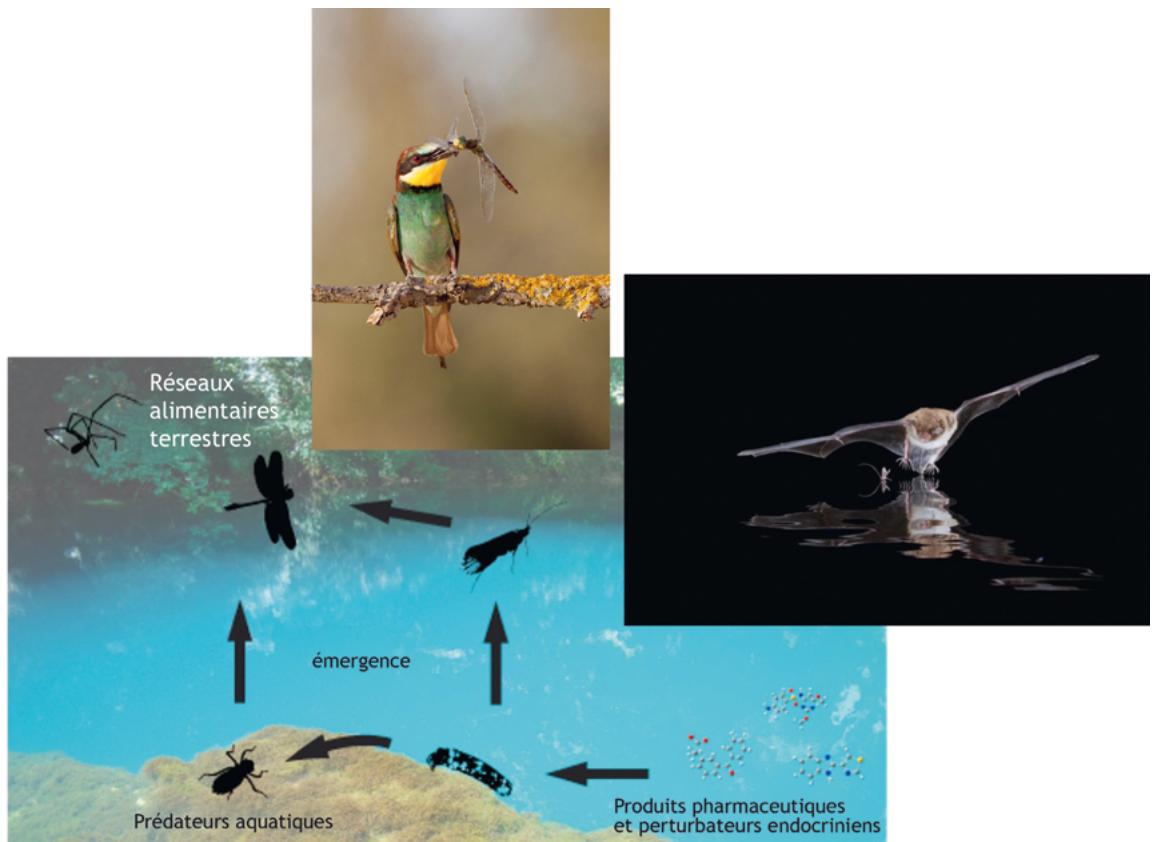
Les liens trophiques entre les organismes des milieux terrestres et aquatiques sont aussi essentiels et contribuent à des impacts diffus et croisés entre ces biotopes. Les invertébrés aquatiques représentent ainsi une source alimentaire centrale pour les poissons, mais aussi pour les oiseaux et les chauves-souris. Il a été possible d'établir, à diverses échelles, un lien significatif entre la qualité de l'eau, la richesse en insectes aquatiques, et le déclin des oiseaux insectivores (Hallmann *et al.*, 2014 ; Manning & Sullivan, 2021).

Le constat établi ces dernières années de l'exportation par la voie trophique de toxiques tels que les PCB, les résidus pharmaceutiques ou encore certains perturbateurs endocriniens, depuis les rivières contaminées vers des organismes terrestres situés à des niveaux trophiques supérieurs (oiseaux notamment, cf. Figure 22), constitue une interpellation ouverte pour les écologues (Walters *et al.*, 2008 ; Previsic A. *et al.*, 2021 ; Kraus *et al.*, 2021a).

D'autres découvertes récentes ont révélé que plus de soixante composés pharmaceutiques pouvaient être détectés dans les invertébrés aquatiques et les araignées rivulaires de six cours d'eau près de Melbourne, en Australie (Richmond, 2018). Des concentrations similaires dans les larves d'insectes aquatiques et les prédateurs rivulaires suggèrent un transfert trophique direct depuis le stade adulte de ces insectes (qui se déploie hors de l'eau) vers les prédateurs terrestres qui les consomment. Des prédateurs vertébrés emblématiques se nourrissant d'invertébrés aquatiques, comme l'ornithorynque, pourraient ainsi consommer en permanence certaines classes de médicaments, comme les antidépresseurs, à raison de l'équivalent de la moitié de la dose thérapeutique recommandée pour l'homme, sur la base des taux estimés de consommation de leurs proies !

Figure

22



© Daniel Maillard / OFB, base iStock, © Paul Colley

Suite à l'imprégnation d'invertébrés aquatiques par des résidus de médicaments, leurs prédateurs terrestres tels que les araignées, les oiseaux et les chauves-souris, sont exposés à des mélanges de produits pharmaceutiques et de perturbateurs endocriniens d'origine aquatique, ce qui peut avoir un impact sur leur physiologie et la dynamique de leur population.

Previsic, A. *et al.*, 2021

Photos : Guêpier d'Europe ayant capturé une libellule. Chauve-souris capturant un insecte aquatique.

En revanche, le phénomène d'exportation trophique de la pollution aquatique vers l'écosystème terrestre ne semble pas pouvoir être mis en évidence pour les métaux (Kraus *et al.*, 2021b).

La problématique des déchets plastiques dans les eaux ne peut pas non plus être dissociée de celle de leur présence dans les sols. L'usage de plus en plus répandu des matières plastiques en agriculture, par exemple, génère de nombreux débris et résidus accessibles à la biosphère aquatique, ce qui est également examiné de façon croissante comme une cause possible d'impact écologique (Gil-Delgado *et al.*, 2017). Des travaux plus récents encore montrent que les débris plastiques agricoles sont présents même à plus de 100 km en aval des zones intensives de plasticulture (Morales-Caselles *et al.*, 2025). Les lits de rivières asséchées dans les paysages agricoles fonctionnent comme des réservoirs transitoires qui piègent le plastique pendant les saisons sèches, libérant de grandes quantités dans les environnements marins lors d'épisodes de pluie épisodiques.

S'agissant plus particulièrement des microplastiques, les phénomènes de dispersion aérienne à partir des sols, de ruissellement et d'érosion, les événements pluvieux intenses susceptibles d'exporter très rapidement les microplastiques apportés au sol lors des amendements organiques (Crossman *et al.*, 2020 ; Rehm *et al.*, 2021), ou encore l'emprise des crues sur les surfaces agricoles, constituent des mécanismes majeurs d'échange de pollutions entre ces deux compartiments environnementaux. Dans une étude théorique pionnière Nizzetto *et al.* (2016b), plus de 60 % des microplastiques des sols de divers bassins versants de la Tamise rejoignent ultimement le fleuve.

Et, sans même évoquer ceux qui reviennent dans nos assiettes du fait de la contamination des produits de la mer, les chercheurs estiment qu'environ 136 000 tonnes de microplastiques pourraient être soufflés en retour chaque année avec les embruns, de l'océan vers les terres, sur l'ensemble de la planète (Allen *et al.*, 2020). Ces particules revenant de l'océan ont même pu être identifiées au sommet du Mont Fuji, au Japon, en tant que constituants des gouttelettes nuageuses, et seraient même suspectées d'influencer la formation de ces nuages, et donc le climat ! (Wang *et al.*, 2023).

Il semble difficile de clore ce chapitre sans mentionner le cas récemment fortement médiatisé de la contamination généralisée de la planète par les PFAS, qui constitue un exemple très emblématique d'une contamination ne connaissant pas de frontières, qu'elles soient spatiales ou écologiques (Cousins *et al.* 2022). S'il n'existe pas à ce jour de démonstration d'impact écologique des PFAS, certains effets sur la faune sauvage (mammifères, reptiles, amphibiens, oiseaux) ont toutefois déjà pu être caractérisés à l'échelle des individus (perturbations immunitaires, endocriniennes, neurologiques, etc.), très semblables à ceux par ailleurs diagnostiqués chez l'être humain. Ce qui fait dire à certains auteurs que la population humaine pourrait pertinemment être considérée comme une sentinelle de la biodiversité en ce qui concerne les méfaits des PFAS (Andrews *et al.*, 2023). La préoccupation écologique qui émane de la compilation des résultats scientifiques actuels est en effet que la contamination globale de la faune par les PFAS se situe à des niveaux qui, dans de nombreux cas, sont largement supérieurs aux concentrations qui sont avérées comme néfastes à la santé humaine...

2.6 - Au bilan : une nature intoxiquée

2.6.1 Les dommages systémiques du « rouleau compresseur écotoxicique »

À la fin des années 1970, professeur au Muséum national d'histoire naturelle de Paris, Jean Dorst publiait son opuscule visionnaire *La nature dé-naturée*. Il y dénonçait le malentendu fondamental sur lequel repose notre civilisation, s'agissant de son rapport aveugle à la nature. Il y témoignait aussi de la plus grande part des préoccupations environnementales qui obscurcissent, aujourd'hui peut-être plus que jamais, l'horizon d'un avenir apaisé, partagé avec le reste du vivant, sur notre planète. Les pollutions chimiques y tenaient déjà une bonne part, leurs effets y étant qualifiés hardiment (et, avec le recul ci-dessus restitué, pertinemment...) d'« empoisonnement de l'univers ».

Plus d'un demi-siècle a passé, et ces alertes ne semblent pas – dans les faits – avoir infléchi significativement les trajectoires politiques et économiques de nos sociétés. Pourtant l'ouvrage préconisait aussi nombre de réponses possibles à ces menaces, beaucoup d'entre elles étant toujours activement promues, dans leurs principes, par les experts actuels de l'environnement, et par les professionnels de terrain, comme nous le verrons plus loin.

Les éléments de connaissance rapportés par la recherche et l'expertise scientifique ces vingt dernières années, et dont les chapitres précédents de notre synthèse nous ont donné un aperçu, réactualisent cinquante ans plus tard les propos de Jean Dorst. Ils nous forcent en particulier à admettre la persistante ubiquité, dans l'environnement, de mélanges de nombreux contaminants chimiques. Ces derniers induisent un stress toxique insidieux et ininterrompu, quel que soit le compartiment écologique étudié, avec des impacts avérés à différents niveaux d'organisation biologique au sein des écosystèmes. En effet, s'il est vrai que les observations de dommages toxiques et polluants rapportées ci-dessus ne concernent au final qu'une petite fraction des espèces vivantes, il est légitime de considérer ces dernières comme des sentinelles fournissant des signaux d'alertes quant à une quantité incommensurable d'atteintes, portées à l'ensemble de la biosphère. Il est plus que plausible que la majorité des impacts réels et des changements écosystémiques occasionnés par les pollutions soient jusqu'à ce jour restés inaccessibles à la connaissance du nombre, encore aujourd'hui trop restreint, d'équipes de recherche compétentes en écotoxicologie.

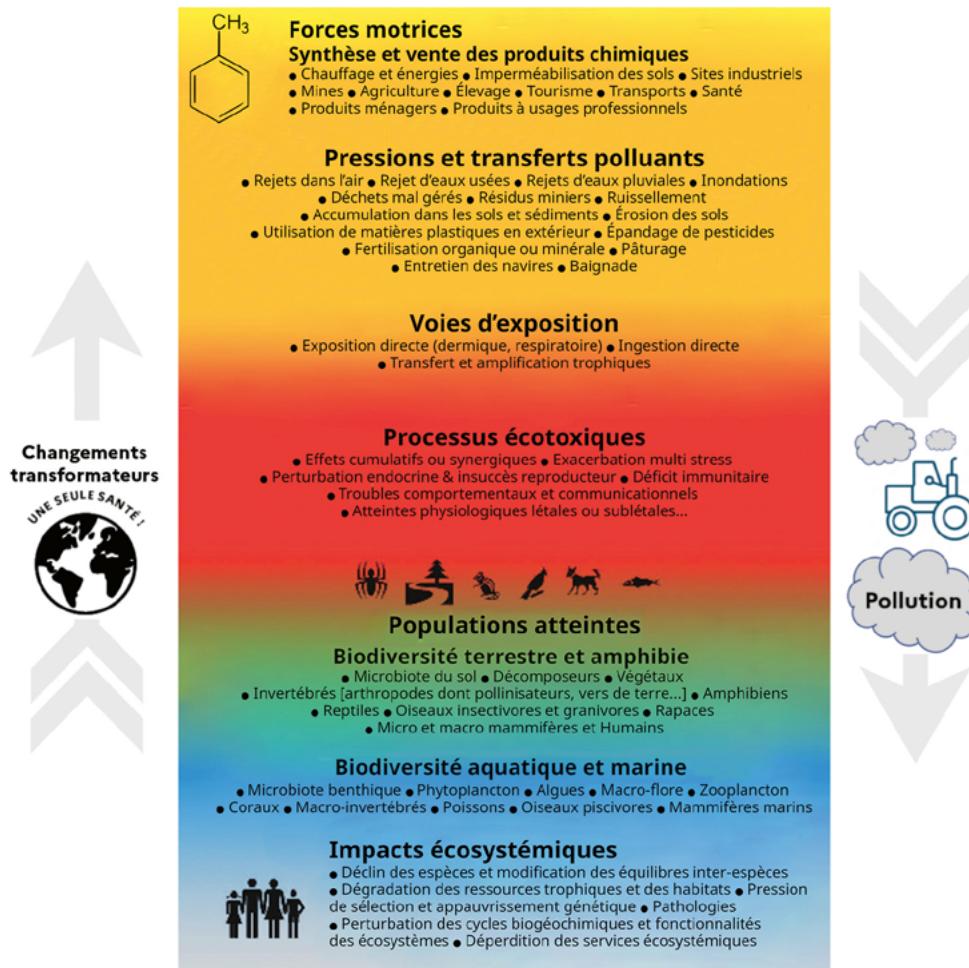
Sur la base des concepts utilisés par l'ensemble des recherches répertoriées ci-avant, la figure 23 propose une illustration schématique recourant à la métaphore du rouleau compresseur (partie droite sur la figure), de la complexité et du cumul des facteurs causaux (activités humaines, pressions directes sur les milieux), des processus biophysiques impliqués (voies d'exposition, modes d'actions toxiques) et de leurs conséquences écosystémiques (populations, biodiversité).

Le moteur principal de la détérioration relève de la synthèse ou de la mobilisation en grands volumes de nombreux composés et produits intrinsèquement écotoxiques (cf. éléments listés sur fond jaune, force motrice du rouleau compresseur de la figure 23). La pression écotoxicique ainsi exercée (cf. éléments listés sur fond orangé puis rouge, et rouleau compresseur du véhicule dans la figure) s'impose aux divers biotopes au travers de multiples voies de transfert et de dissémination des contaminants, induisant une exposition généralisée de toutes les formes de vie, lesquelles peuvent elles-mêmes devenir vecteurs de contamination pour leurs prédateurs. Les perturbations biologiques engendrées, qui interviennent souvent à de très faibles concentrations, affectent les individus et leurs caractéristiques/performances écologiques, avec des effets quantitatifs sur des populations de diverses espèces interdépendantes. Ceci dégrade au final la structure, la résilience, et les fonctionnalités des écosystèmes dans leur globalité.

Les conséquences de ces pollutions aux échelles écosystémiques, listées sur fond gris au bas de la figure 23, se manifestent par une perte de services fondamentaux pour les sociétés humaines, du fait de leur dépendance économique et sanitaire aux ressources et fonctions remplies par la nature (flèche de rétroaction sur la gauche de la figure). Ces enjeux systémiques nous renvoient implacablement à la nécessité de mettre en œuvre concrètement l'approche *One Health* « Une seule santé » (où prendre soin de l'environnement, c'est prendre soin de l'humanité, et réciproquement), ainsi que celle de « Solidarité écologique ». Ce dernier principe, élevé

au rang législatif par l'article L. 110-1 II du code de l'environnement, appelle en effet à prendre en compte, de façon préventive, dans toute décision publique ayant une incidence notable sur l'environnement des territoires concernés, les interactions des écosystèmes, des êtres vivants et des milieux naturels ou aménagés. Le concept de solidarité écologique consacre dans la Loi la connexion entre les destins humains et des écosystèmes, tant spatialement (dimensions amont-aval par exemple au sein des bassins versants, ou transfrontalière pour les pollutions atmosphériques), que temporellement (jusqu'à la prise en compte des effets intergénérationnels ; cf. Rousso, 2019), deux aspects particulièrement signifiants s'agissant des pollutions chimiques.

Figure 23



© Pierre-François Straub

Synthèse des mécanismes et impacts écotoxiques identifiés dans la partie 2 de cet ouvrage et métaphore du rouleau compresseur écotoxique s'exerçant sur les différentes composantes des écosystèmes, avec effet retour sur l'humain.

2.6.2 En finir avec l'illusion d'une nature aux capacités épuratoires illimitées

Nos sociétés semblent encore largement sous-valoriser les vertus des approches préventives. D'après l'édition 2022 du *Bilan environnemental de la France* (MTECT, 2022), les dépenses en actions préventives, de protection de la biodiversité et des paysages, de R&D environnementale et autres actions de protection de l'environnement se montaient à 11,2 milliards d'euros en 2020, soit près de 4 fois moins que celles consacrées à des approches correctives de réduction des pollutions (réduction des émissions dans l'air et l'eau, gestion des déchets).

Dans un esprit similaire, un rapport d'information auprès de l'Assemblée nationale portant spécifiquement sur la ressource en eau (Assemblée nationale, 2018), pointait que « les choix pratiqués par les agences de l'eau se concentrent essentiellement sur des solutions curatives (dans 60 % à 80 % des cas selon les agences) qui ne permettent pas de s'attaquer à l'origine des pollutions. La raison en est un fonctionnement insuffisamment démocratique qui reste sous l'influence des acteurs professionnels [...]. Pourtant d'autres solutions existent qui permettent de protéger la ressource en limitant directement les pollutions à la source, pour un coût plus faible. »

On voit ici que la résorption des constats écologiques alarmants dressés plus haut relève d'enjeux politiques et économiques, qui se répliquent aux différents échelons de décision. Faire valoir, à son juste niveau d'urgence, la préservation de la biodiversité au regard des incidences polluantes est un défi qu'il sera probablement très difficile de relever, lorsqu'il est par ailleurs déjà si compliqué d'en protéger la santé même des citoyens. Pourtant, selon une étude de la Commission européenne, dévoilée par le quotidien *Le Monde* en juillet 2023, et sans faire intervenir ici des considérations éthiques, interdire les substances chimiques les plus dangereuses économiserait entre 11 et 31 milliards d'euros de santé publique par an en Europe, pour un manque à gagner, côté industriel, seulement dix fois moindre (Foucart, 2023). Ce manque à gagner de quelques milliards peut être mis en regard des 594 milliards d'euros de ventes enregistrées par le secteur de la chimie européenne en 2021¹⁹. Parallèlement, la révision du règlement REACH, qui traite de telles interdictions, et dont la version actuelle date de 2007, a été maintes fois repoussée. En dépit des promesses formulées dans la *Stratégie pour la durabilité des produits chimiques* de 2020, cette révision ne figurait déjà plus dans l'agenda 2024 de la Commission européenne publié le 17 octobre 2023.

Compte tenu des insuffisances actuelles de la démarche préventive, que nous aurons l'occasion de préciser dans la dernière partie de cet ouvrage, et du fait que la majorité des résidus écotoxiques des produits ne peuvent pas être gérés durablement par des dispositifs réellement « circulaires », le constat global reste que notre société se repose encore aujourd'hui, en large part, sur une approche de type « filet de sécurité », avec un transfert de responsabilité sur la maîtrise des pollutions au travers de directives environnementales « à l'aval ».

La directive-cadre européenne sur l'eau, DCE, en est un exemple emblématique. Aux fins de protection des eaux naturelles, la DCE se retrouve en charge, à l'échelle des grands bassins hydrographiques nationaux, d'objectifs chiffrés de suppression ou de réduction d'émissions ou de transferts de certains polluants réglementés, en partie issus de produits ou matériaux encore existants sur le marché, mais sans levier spécifique sur ce dernier. En outre, lorsqu'il est identifié que la mise en œuvre de la réglementation en vigueur ne suffit pas à écarter des risques de non atteinte des objectifs environnementaux, dont le bon état écologique et chimique des masses d'eau, la charge de trouver des solutions de réduction d'impact est conférée aux acteurs des territoires et bassins versants. Ils doivent alors, sous la coordination opérationnelle de « secrétariats techniques de bassins », élaborer et mettre en œuvre des « programmes de mesures », déclinés ensuite en actions opérationnelles territorialisées, en jouant notamment sur les usages des produits, la gestion de leurs déchets/résidus, ou sur l'aménagement du territoire.

Cette approche en aval a elle-même ses contraintes, économiques, sociales, et, face à la multiplicité des polluants potentiels, elle se trouve techniquement exposée à des limitations méthodologiques importantes. Le dernier rapportage de la France à la Commission européenne sur l'état des masses d'eau traduit ces difficultés : les deux tiers des masses d'eau superficielle risquent de ne pas atteindre les objectifs environnementaux DCE en 2027 (dernière échéance pour éviter un contentieux), dont le bon état écologique (EauFrance, 2022).

La déficience d'une prise en charge sécurisée et globale dès l'amont, par notre système actuel, des produits industriels tout au long de leur durée de vie, se manifeste aussi au travers de la gestion des déchets qu'ils génèrent. À titre d'illustration, environ 7 à 20 % des déchets électroniques des pays à revenus élevés sont soit des produits remis à neuf qui sont expédiés dans des pays à revenus faibles ou moyens, en tant qu'articles de seconde main, soit des objets exportés illégalement sous couvert de réutilisation, alors qu'ils sont en fin de vie (Secretariats BRS & MC, 2021). Dans la même veine, un rapport de 2022 du ministère de l'Écologie indique que près de 90 % des exportations nationales d'équipements électriques et électroniques usagés ou de leurs déchets s'effectuent en dehors de la filière officielle (CGEDD, 2022). Cela pose d'importants problèmes

19. <https://www.francechimie.fr/chiffres-cles-de-la-chimie-europeenne-edition-2023>.

car ces déchets contiennent des matières dangereuses comme le plomb, le mercure, le cadmium, le nickel, le beryllium, le zinc et des polluants organiques persistants comme les retardateurs de flamme ou ceux que l'on trouve dans les fluides de production, les lubrifiants et les liquides de refroidissement... D'une façon générale, selon le bureau européen de statistique Eurostat²⁰, l'exportation des déchets de l'Union européenne vers des pays tiers a augmenté de 77 % entre 2004 et 2021.

Quant aux filières de recyclage des produits industriels en fin de vie, à l'instar de l'exemple emblématique des batteries au lithium (Spiewak *et al.*, 2025), il existe le besoin urgent d'une approche holistique qui aborde tous leurs composants, en mettant l'accent sur les principes de la « chimie verte », intégrant les exigences technologiques, industrielles et politiques d'une économie circulaire proprement soutenable.

Dans un autre domaine, en septembre 2020, une commission d'enquête *ad hoc* du Sénat rendait son rapport « sur les problèmes sanitaires et écologiques liés aux pollutions des sols qui ont accueilli des activités industrielles ou minières et sur les politiques publiques et industrielles de réhabilitation de ces sols » (Jourda, 2020). Ce rapport évoque environ 3 000 anciens sites miniers en France. Il pointe également « l'impuissance de l'Etat à faire assumer pleinement par les anciens exploitants leurs responsabilités en matière de mise en sécurité et de dépollution dans le domaine minier, et le manque de transparence dans l'information sur les sources effectives de pollution et les risques associés [...]. ». Notons toutefois que la récente réforme du code minier français, consacrée dans le cadre de la loi du 22 août 2021 dite Climat et résilience, vise à réduire le risque de nouvelle mine orpheline en étendant pour une durée de trente ans les conditions d'exercice de la police résiduelle des mines, une fois l'arrêt des travaux intervenu ; ceci afin de permettre à l'Etat de rechercher la responsabilité des exploitants en cas d'apparition non immédiate de désordres environnementaux ou sanitaires après la fin d'exploitation.

L'insuffisance des moyens mis en œuvre pour remédier à toutes ces pollutions, et aux externalités négatives associées, semble révéler que **dans l'inconscient collectif, autant qu'en pratique, l'environnement conserve très largement un statut de compartiment à « fonction épuratoire »**. Fonction dont les faits scientifiques suggèrent pourtant désormais clairement – à l'instar des nombreuses études illustrées au début de cet ouvrage – qu'elle ne peut être remplie sans un coût élevé pour la biodiversité, pour notre santé, et pour celle des prochaines générations.

Ce déficit de prévention menace l'industrie chimique elle-même. Il a par exemple été estimé que la combinaison de matières premières bon marché issues des combustibles fossiles, et d'infrastructures de traitement des déchets et de recyclage insuffisantes, pourrait représenter d'ici 2040 un risque financier annuel de 100 milliards de dollars pour les entreprises productrices de matière plastique (soit environ 20 % de la taille du marché mondial du plastique en 2020), si les gouvernements leur demandaient de couvrir les coûts de gestion des fuites de plastique dans les océans (The Pew Charitable Trusts, 2020). Ce type de pénalités économiques majeures a déjà commencé à s'appliquer, à l'instar de l'obligation faite au groupe chimique américain 3M en 2023 de verser jusqu'à 12,5 milliards de dollars pour mettre fin aux poursuites engagées aux États-Unis par plusieurs réseaux publics de distribution d'eau potable, du fait de leur contamination par les PFAS.

Le paradigme d'une *nature-décharge*, en butte à toutes sortes de *pollutions légales*, hypothèque l'avenir de tous.

2.6.3 Une voie salvatrice : la sobriété chimique

À partir de cet ensemble de connaissances, passablement alarmistes, il importe maintenant de décrire ou de proposer les modalités d'actions qui s'offrent à la société pour soulager et restaurer l'intégrité de son environnement naturel. Tant il est vrai que, pour paraphraser certains auteurs (Ellis, 2023), « pour guider la force planétaire sans précédent [fondée sur des capacités de transformation de l'environnement associées à des adaptations socioculturelles], les récits culturels qui font appel aux aspirations humaines à un avenir meilleur seront plus efficaces que les récits de crise environnementale et de dépassement des limites naturelles. »

20. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/ddn-20220525-1>.

Les opportunités d’actions les plus déterminantes pour réduire notre emprise écotoxique sur la nature se situent au sein de la « roue motrice » de la figure 23 (relatives aux éléments listés sur fond jaune). Ces domaines d’action s’intègrent bien au cadre plus large de la *Planification écologique*, tel qu’il a été présenté par le gouvernement à l’été 2023. Parmi les rubriques structurantes de ce cadre : mieux se déplacer, se loger, produire, se nourrir, consommer... Ces activités, souvent motrices pour les pollutions, touchent à des dimensions structurelles de notre modèle socio-économique. Elles appellent des approches stratégiques ambitieuses et des *changements transformateurs*²¹ (flèche montante dans la figure 23), privilégiant la prévention.

Une modalité importante concourant à la prévention de la pression polluante devrait pouvoir s’incarner dans le concept de « sobriété ». Sobriété dans la consommation des produits, qui nous interroge tout un chacun, mais également, et avec des effets probablement plus structurants encore, sobriété au niveau de l’offre de marché, et de la production. La transition des modèles économiques traditionnels des acteurs privés vers plus de sobriété reste à ce jour une question largement exploratoire (voir à ce sujet, par exemple, la note dédiée de 2023 de la Chambre de commerce et d’industrie d’Île-de-France²²).

Les leviers d’actions associés aux éléments de pression et transferts polluants listés sur fond orangé, figure 23, concernent surtout des actions correctives, la réparation des dommages qui n’ont pu être évités ; elles relèveront davantage d’options techniques et de modifications réglementaires ou comportementales.

La dernière partie du présent document s’attache à passer en revue les différents leviers, préventifs, correctifs ou curatifs. Elle sera aussi l’occasion d’identifier dans quelle mesure le Pacte vert européen lancé en 2019, puis la Stratégie nationale biodiversité 2030 (SNB 2030), publiée en novembre 2023²³, ont pu prendre en compte ces divers enjeux associés à l’intoxication des écosystèmes.

21. Au sens de l’IPBES, « réorganisation fondamentale, systémique, des facteurs technologiques, économiques, sociaux, y compris des paradigmes, des objectifs et des valeurs ».

22. Chambre de commerce et d’industrie d’Île-de-France, 2023 La sobriété au cœur des modèles d’affaires de demain. Étude prospective-Juin 2023.

23. <https://www.ecologie.gouv.fr/strategie-nationale-biodiversite>.



DETOX

3

Agir contre les pollutions écotoxiques : des solutions à mobiliser de façon plus décisive

- 3.1 La nécessité d'adapter la conception et l'évaluation des produits issus de la chimie de synthèse 73
- 3.2 Vers une sobriété chimique adaptée aux différents secteurs socio-économiques. Pistes et leviers pour réduire et adapter les usages des produits chimiques 85
- 3.3 Les outils de diagnostic et de gestion des pollutions écotoxiques 99

*L'absence de preuves
n'est pas une preuve d'absence.*

Aphorisme popularisé par Carl Sagan
dans l'émission *Cosmos*

Compte tenu de l'urgence écologique à laquelle contribuent les pollutions chimiques (partie précédente), il n'est plus question d'attendre d'avoir tout saisi ou tout prouvé des mécanismes d'impact toxique sur les écosystèmes.

Il s'agit aussi, dès à présent, de déployer tous les moyens d'actions disponibles pour désintoxiquer la nature, en veillant à leur efficience.

3.1 - La nécessité d'adapter la conception et l'évaluation des produits issus de la chimie de synthèse

3.1.1 L'évaluation du risque écotoxicique pour la mise sur le marché des produits

Plusieurs réglementations européennes encadrent les **conditions des autorisations de mise sur le marché (AMM) des substances**, selon les finalités de leurs usages. L'Europe dispose ainsi des moyens juridiques et techniques ayant vocation à garantir un haut niveau de protection contre les risques liés aux substances chimiques. Un autre objectif de la sécurisation des produits est de renforcer la compétitivité de l'industrie, en particulier celle de l'industrie chimique, secteur clé de l'économie en Europe.

L'enregistrement des substances chimiques est coordonné par différentes agences européennes dédiées. Le déclarant (fabricant, importateur ou utilisateur) d'une substance chimique soumet un dossier qui contient notamment des informations sur les propriétés physicochimiques et (éco)toxicologiques, le devenir dans l'environnement, ainsi que des estimations des émissions au cours de l'utilisation prévue du produit chimique. Ces informations constituent la base de l'évaluation des dangers, de l'exposition et des risques, qui est effectuée par une instance de l'UE ou un État membre.

Les industriels doivent ainsi enregistrer leurs substances afin d'en décrire les risques potentiels ; après diagnostic, soit les substances ne posent pas de risque ou un risque maîtrisé, et elles peuvent être utilisées, soit elles présentent certains risques et leur utilisation est encadrée, voire interdite.

Les différents cadres d'enregistrement de substances pour leur mise sur le marché cherchent tous à anticiper leurs effets afin de protéger les utilisateurs, ainsi que l'environnement, et ce à travers une démarche d'évaluation des risques environnementaux (ERA). Leurs objectifs de protection de l'environnement ne sont toutefois souvent que vaguement définis, visant à prévenir les « effets inacceptables » et à garantir que « l'environnement n'est pas affecté négativement ».

Les substances utilisées dans des procédés industriels et celles rencontrées dans des mélanges, comme dans les produits de nettoyage, les peintures, et celles contenues dans des articles comme les textiles, les meubles, les équipements informatiques ou les composés électroniques, sont pour l'essentiel encadrées par le règlement n°1907/2006 dit **règlement REACH** (Registration, Evaluation, Autorisation and restriction of Chemicals), entré en vigueur en 2007.

REACH est un acronyme rappelant les grandes finalités de ce règlement :

- enregistrement de toutes les substances fabriquées ou importées à plus d'une tonne par an ;
- évaluation des propositions d'essais, des dossiers d'enregistrement et des substances ;
- autorisation requise pour l'incorporation dans les produits des substances extrêmement préoccupantes ;
- restrictions, pour gérer les risques liés à d'autres substances chimiques.

Ainsi, en application de REACH, depuis le 31 mai 2018, il n'est plus possible de fabriquer ou importer des substances à plus d'une tonne par an, si elles n'ont pas été enregistrées auprès de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA). En effet, selon le principe édicté par REACH, « Pas de données, pas de marché ». Les distributeurs et utilisateurs de substances chimiques sont aussi concernés du fait du risque d'usage illégal s'ils continuent à s'approvisionner en ces substances après le 31 mai 2018. Il leur est donc essentiel de s'assurer auprès des fournisseurs que les substances contenues dans les produits ou articles utilisés ont été correctement enregistrées.

Dans les faits le composé est simplement enregistré auprès de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) et ne sera évalué, par les États membres, puis éventuellement restreint par la Commission européenne, que s'il s'avère que les risques ne sont pas gérables.

Pour REACh, les études exigées aux fins d'enregistrement relatives aux propriétés toxiques, écotoxiques et physico-chimiques de la substance doivent être effectuées sur la base de lignes directrices en matière d'essais en laboratoire approuvées par l'OCDE et l'UE. Le niveau d'exigence concernant ces études est variable, selon le tonnage auquel il est attendu que la substance soit mise sur le marché.

La notion de biodiversité n'est pas évoquée en tant que telle dans le règlement REACh. Toutefois, il est escompté que les tests inclus dans la procédure d'évaluation des risques, notamment les tests écotoxicologiques sur des organismes modèles, visent à traduire indirectement les effets des produits chimiques sur la biodiversité. REACh ne requiert en effet que des tests standards, réalisés en laboratoire. Ces tests portent sur trois niveaux trophiques : producteurs primaires (plantes), consommateurs primaires (invertébrés) et consommateurs secondaires (poissons, oiseaux ou mammifères). Les déclarants doivent en première instance utiliser les informations existantes et des méthodes ne faisant pas appel à des essais sur animaux pour répondre à leurs exigences en matière d'information. Les essais sur des animaux vertébrés ne doivent être effectués que s'il n'existe aucune autre solution.

Une fois que les données au niveau « micro » (évaluation sur espèces modèles) sont disponibles, elles sont extrapolées afin d'évaluer l'ampleur du risque au niveau « macro » (l'écosystème). Malheureusement, ces extrapolations sont très peu fiables, compte tenu de la complexité des écosystèmes ciblés, et posent des défis très importants en termes de représentativité des espèces-modèles étudiées et de réalisme des conditions expérimentales mises en œuvre.

Les substances actives des produits phytopharmaceutiques, les substances actives des produits biocides, les substances actives des médicaments à usage humain, et de ceux à usage vétérinaire, disposent chacune par ailleurs de réglementations européennes spécifiques (cf. respectivement le règlement UE n°1107/2009/UE, le règlement UE n°528/2012/UE, la directive UE 2001/83/UE et la directive 2001/82/UE). Bien que les principes généraux de l'enregistrement des produits chimiques soient les mêmes, il existe des différences importantes entre ces différentes réglementations.

De façon similaire à REACh, dans le cadre des deux directives sur les médicaments, les incidences sur l'environnement doivent uniquement être évaluées de façon générique, sans qu'aucun objectif de protection ne soit défini pour des éléments spécifiques de biodiversité.

Les évaluations environnementales du risque (ERA) des produits phytopharmaceutiques sont plus élaborées. La réglementation affiche explicitement l'objectif que l'impact potentiel des substances actives sur la biodiversité et l'écosystème, y compris les effets indirects potentiels par l'altération du réseau trophique, soit pris en compte via les études écotoxicologiques. L'évaluation de la toxicité pour la flore et la faune concerne les oiseaux, les organismes aquatiques (poissons, crustacés, algues, organismes benthiques, plantes supérieures), les mammifères terrestres, les arthropodes terrestres, les insectes, en particulier les abeilles, les vers de terre et autres macro-organismes du sol, les bactéries du sol et les plantes terrestres. Par ailleurs, une démarche peut être requise dans certains cas, impliquant des tests à des niveaux d'intégration plus représentatifs de conditions écologiques réalistes. L'ERA peut également se baser sur une « option de récupération écologique, selon laquelle certains effets de toxicité au niveau de la population évaluée sont tolérés, si la récupération écologique de cette population peut avoir lieu dans un délai acceptable.

Les produits « formulés » (mélanges tels que les peintures et les détergents) **ou les articles** (tels que les vêtements, les meubles et les appareils électriques) ne sont pas considérés comme des substances et ne sont pas non plus enregistrés dans le cadre de REACh. Ils sont évalués sur la base de leurs composants individuels conformément au règlement de la Communauté européenne (CE) n° 1272/2008 (classification, étiquetage et emballage de la substance), mais l'innocuité de l'ensemble du mélange reste souvent inconnue.

Les produits formulés phytopharmaceutiques (usages agricoles) et **biocides** (usages multiples) sont pour leur part évalués et autorisés pour un ensemble précis d'utilisations, sous la responsabilité des États membres.

Les limites de la mise en œuvre de REACH

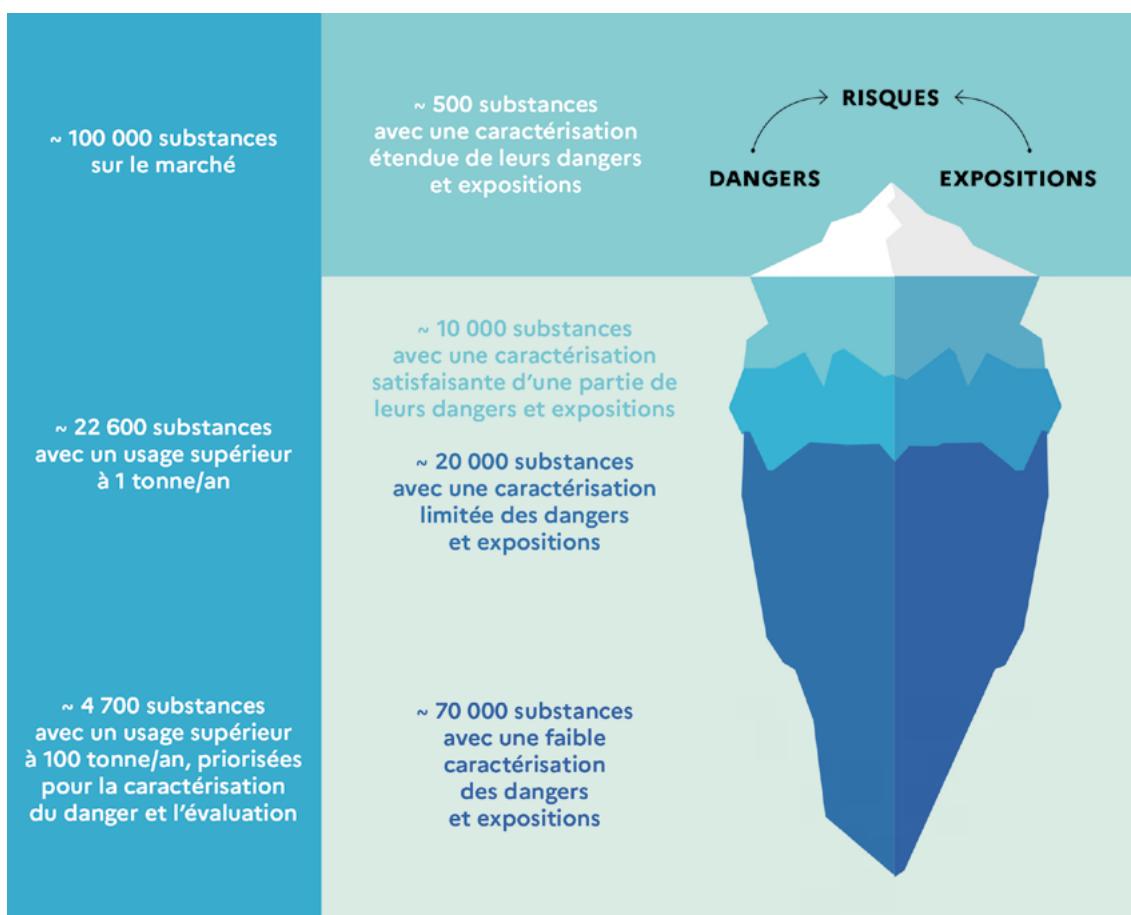
D'après une étude récente (Wang *et al.*, 2020), ce sont désormais plus de 350 000 composés et mélanges chimiques qui ont été enregistrés dans le monde, pour la production et l'utilisation, et avec des différences substantielles entre les pays/régions. Il convient de noter que, parmi ceux-ci, l'identité de nombreux composés reste inconnue du public parce qu'ils sont déclarés confidentiels (plus de 50 000) ou décrits de manière ambiguë (jusqu'à 70 000). Cette situation amène les experts à conclure que les dispositifs actuellement en place sont inadaptés pour assurer la sécurité chimique des populations exposées à la multitude de ces composés (Vandenberg *et al.*, 2023).

L'Agence européenne de l'environnement ne recensait pour sa part en 2019 que près de 100 000 composés chimiques distribués sur le marché européen (EEA, 2019), dont 5 % produits à plus de cent tonnes par an, et 25 % à plus d'une tonne par an.

Parmi les substances relevant du règlement REACH, seules 0,5 % d'entre elles disposaient en 2019 de dossiers pleinement conformes aux exigences réglementaires, et pour 90 % d'entre elles (produites à petits volumes, mais dans un très grand nombre de spécialités commerciales) les informations réglementaires sur les risques étaient très parcellaires ou inexistantes (cf. Figure 24).

Figure

24



Représentation imagée du degré de non-renseignement des risques associés à la majorité des dizaines de milliers de composés chimiques mis sur le marché en Europe, en particulier s'agissant des substances déclarées par les industriels comme étant produites à moins de 100 tonnes par an.

D'après EEA, 2019

Il faut savoir que l'application de REACH ne se traduit par d'éventuelles mesures de gestion pour la mise sur le marché (recours à l'autorisation, ou aux restrictions d'usages) qu'en cas de présence de composés identifiés comme hautement préoccupants (*substance of very high concern*, SVHC), dans le cadre de processus spécifiques complémentaires à l'enregistrement pour la mise sur marché lui-même, animés par des États membres volontaires. Actuellement, seules un peu plus de deux cents substances ou familles de substances sont classées SVHC, et à peine un peu plus d'une cinquantaine requièrent des autorisations pour les industriels souhaitant les utiliser.

Les dangers potentiels des SVHC sur le vivant s'expriment essentiellement au travers du caractère persistant / bioaccumulable / toxique (PBT), ou propre aux perturbateurs endocriniens. De nombreuses substances, pourtant persistantes et toxiques, mais non bioaccumulables, ne font pas aujourd'hui l'objet de mesures de gestion *via* REACH. Des progrès sont attendus dans les années à venir pour des substances dites PMT, – persistantes et toxiques, « M » mis pour mobiles –, susceptibles de venir contaminer les eaux destinées à la consommation humaine. Et pour les substances PBT, le caractère toxique n'y est pour le moment apprécié qu'au regard des effets sur quelques organismes aquatiques.

Par ailleurs, les évaluations pouvant mener à des mesures de gestion de ces substances n'interviennent qu'après la mise sur le marché, et essentiellement pour les composants déclarés par les industriels comme étant vendus aux tonnages les plus élevés. Les procédures sont par ailleurs extrêmement longues. D'après un rapport de 2022 de l'ONG Bureau européen de l'environnement (Santos et al., 2022), si l'on additionne les durées de toutes les étapes réglementaires disponibles, de l'évaluation à l'appréciation des besoins réglementaires et au contrôle, **il faut 19 ans et trois mois pour restreindre chaque substance chimique à risques en Europe** ! L'élimination progressive d'une substance dans le cadre de la procédure d'autorisation prend 22 ans et 11 mois, tandis que l'harmonisation de la classification et de l'étiquetage prend 19 ans et 5 mois, du début à la fin... Pendant tout ce temps, les substances écotoxiques vendues et utilisées sont propagées dans l'environnement... Le Pacte vert européen a identifié ces lacunes, et des orientations ont été définies pour y faire face (cf. compléments ci-dessous, et au § 4.1 « **L'indispensable renforcement de la prise en charge politique...** »).

Quelle prise en compte des effets de mélange ?

Un défi majeur pour l'évaluation du risque chimique reste la prise en compte des mélanges environnementaux (« effet cocktail »), qui supposerait une rupture conceptuelle par rapport au régime réglementaire actuel centré sur l'évaluation de substances individuelles, autant s'agissant des réglementations sur les produits que de celles sur leurs résidus polluants.

Diverses options et orientations ont d'ores et déjà été proposées par la communauté scientifique (Drakvik et al., 2020). La communication des données nécessaires pour tenir compte des mélanges non intentionnels de produits chimiques provenant de différentes voies d'entrée est extrêmement complexe. Les données pertinentes ne sont pas souvent disponibles, et les évaluations spécifiques des mélanges non intentionnels ne sont possibles qu'au cas par cas.

En conséquence, les experts s'orientent plutôt aujourd'hui vers une prise en compte des mélanges en restant dans le cadre actuel de l'évaluation classique d'une substance unique, mais en introduisant des facteurs de sécurité spécifiques (appelés facteurs d'attribution de mélange, MAF), pour refléter la co-occurrence et les effets conjoints de plusieurs substances dans l'évaluation des risques environnementaux. Le facteur MAF reflète la contribution acceptable d'une substance chimique émise à la charge toxique globale supportée par un écosystème ou une population humaine. Des approches méthodologiques ont été proposées, qui visent un niveau de protection similaire à celui utilisé dans l'évaluation actuelle du risque dans le cadre du REACH pour des substances individuelles (Backhaus, 2023). De fait, dans le contexte de son Pacte vert et de sa Stratégie sur les produits chimiques pour le développement durable, la Commission européenne s'est engagée à élaborer une proposition de MAF applicable dans REACH (COM, 2020a).

De telles évolutions auraient pu entrer en vigueur à partir de 2025-2027. Les organisations industrielles se sont néanmoins explicitement inquiétées, dès 2022, des conséquences économiques de ces évolutions (Johansen et al., 2022). À cet égard, il convient malheureusement de noter que, bien que le programme de travail 2024 de la Commission européenne (publié le 17 octobre 2023) ait prévu de mener à bien les dossiers en cours concernant l'air, l'eau et la restauration de la nature, ceux concernant les produits chimiques, ont été écartés, notamment ceux concernant la révision du règlement REACh.

Il n'en reste pas moins que, compte tenu de l'exposition des êtres humains et des autres organismes présents dans l'environnement à des mélanges comprenant des composés provenant de pratiquement tous les domaines réglementaires (biocides, phytopharmaceutiques, résidus pharmaceutiques, etc.), le concept du facteur MAF mériterait à l'avenir d'être suivi d'effets réglementaires, et étendu au-delà de REACh.

La récente stratégie nationale biodiversité (SNB 2030) reprend pour sa part à son compte l'objectif, pour la France, de « définir un cadre d'évaluation des impacts prenant en compte les interactions complexes existant au sein des écosystèmes et la multi-exposition des organismes »²⁴, dans le cadre des réglementations actuelles REACh, et CLP (relative à la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et des mélanges).

Pesticides et médicaments : des mises sur le marché controversées

Pour certaines spécialités commerciales intégrant **des substances intentionnellement actives sur le vivant**, et donc par essence non neutres vis-à-vis de la biodiversité, comme les produits phytopharmaceutiques, les médicaments humains ou vétérinaires, ou encore les produits biocides, des règlements spécifiques encadrent la mise sur le marché. Dans le cas des PPP notamment, il est important de noter que la réglementation européenne s'attache à définir des méthodologies d'évaluation précises sur certaines composantes de la biodiversité (oiseaux, mammifères, organismes aquatiques, organismes non cibles du sol, plantes non ciblées, pollinisateurs...), et mentionne explicitement l'objectif de préservation des écosystèmes.

Les modalités de prise en compte des impacts sur la biodiversité dans les dossiers de demande d'autorisation de mise sur le marché restent toutefois l'objet de critiques par une bonne partie de la communauté scientifique, étayées par les constats d'effets sur le terrain (cf. la seconde partie du présent ouvrage). En premier lieu, et à l'instar de REACh, **les substances actives dont l'approbation est en cours de renouvellement restent sur le marché pendant qu'une nouvelle évaluation des risques est effectuée**. Historiquement, cette dynamique a conduit à la poursuite de l'utilisation sur le long terme de nombreuses substances, notamment des substances actives phytopharmaceutiques, dont l'interdiction a ensuite été édictée en raison de risques sanitaires et environnementaux. **Les insecticides néonicotinoïdes en sont un exemple emblématique pour la France et l'Europe**, bien qu'ils restent autorisés dans d'autres contrées comme composants actifs de produits phytopharmaceutiques, et pour certains en France, dans des spécialités biocides ou vétérinaires.

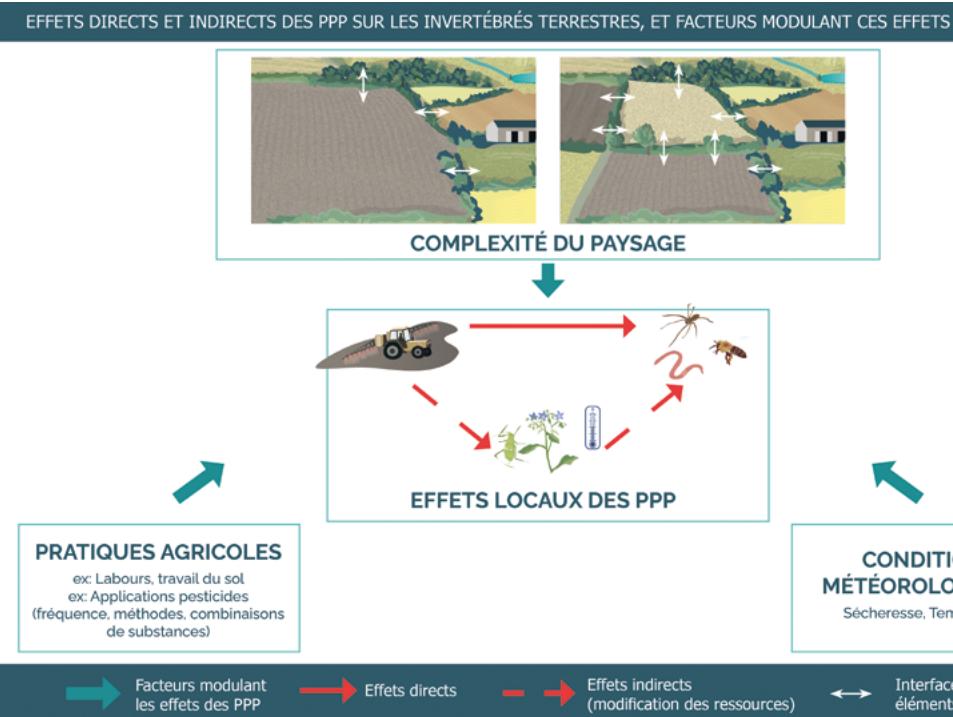
Cela étant, de nouveaux insecticides dont l'utilisation a été homologuée au niveau mondial, y compris dans l'Union européenne, bien qu'appartenant à des classes chimiques différentes, **partagent le même mode d'action que les néonicotinoïdes**. C'est le cas du flupyradifurone et du sulfoxaflor. De premiers travaux post-homologation de recherche indiquent malheureusement déjà qu'ils ont eux aussi des effets sublétaux significatifs sur les insectes utiles, à des niveaux d'exposition réalistes sur le terrain (Siviter & Muth, 2020).

Une expertise scientifique collective 2022 coordonnées par l'INRAE et l'Ifremer, restituée en 2022, concernait l'impact des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques (Leenhardt et al., 2022). Elle a conclu que, bien qu'ils soient progressivement actualisés, les processus et documents-guides de l'évaluation des risques environnementaux ou écologiques, inscrits dans les cadres réglementaires, reposent sur des méthodes qui ne permettent pas de prendre suffisamment en considération la complexité des effets des substances les plus récentes sur l'environnement et le vivant (cf. Figure 25). Ces éléments ont contribué à motiver une décision importante de la Cour d'appel administrative de Paris (N° 23PA03881, 23PA03883,

24. SNB 2030, mesure n°8 « Réduire les pollutions chimiques et leurs impacts sur la biodiversité », action n°1 « Porter une meilleure prise en compte des impacts des produits chimiques sur l'environnement dans le cadre des réglementations actuelles REACh et CLP ».

23PA03895 du 3 septembre 2025) précisant qu'il y a lieu « d'enjoindre à l'État de mettre en œuvre une évaluation des risques présentés par les produits phytopharmaceutiques à la lumière du dernier état des connaissances scientifiques, notamment en ce qui concerne les espèces non-ciblées, conforme aux exigences du règlement européen du 21 octobre 2009, et de procéder, le cas échéant, au réexamen des autorisations de mises sur le marché déjà délivrées et pour lesquelles la méthodologie d'évaluation n'aurait pas été conforme à ces exigences, et ce dans un délai de vingt-quatre mois à compter de la mise à disposition du présent arrêt ».

Figure 25



© L. Vargniez

Illustration des facteurs humains et environnementaux influençant l'occurrence d'effets indirects des pesticides sur la biodiversité au sein des agrosystèmes. Ces effets sont très difficilement appréhendables par la réglementation régissant la mise sur le marché et les modalités d'utilisation de ces produits, d'où l'occurrence de nombreux impacts écologiques non intentionnels, y compris lors de leur utilisation de façon conforme aux prescriptions d'usage.

D'après S. Leenhardt et al., 2022

Plusieurs avis d'experts récents ont pu, eux aussi, pointer ces faiblesses (Brühl & Zaller, 2019 ; Topping et al., 2020 ; Weisner et al., 2021 ; Moreau et al., 2022 ; Tissier et al., 2025), notamment :

→ Ces évaluations réglementaires ne portent que sur une seule spécialité phytopharmaceutique (PPP) à la fois. Or, il est peu probable qu'un organisme passant du temps dans un champ soit confronté à un scénario à produit unique, ce qui nécessite la prise en compte de la séquence d'application dans l'évaluation des risques pour l'environnement. Les intervalles de temps entre les applications successives de PPP sont par ailleurs le plus souvent plus courts que les huit semaines considérées lors des évaluations pour une récupération écologique satisfaisante (EFSA, 2023). Dans de nombreux cas, plusieurs substances actives pesticides, ou même plusieurs PPP sont appliqués simultanément, conduisant à une majoration du risque (effets cumulatifs voire synergiques). Des transferts de substances entre sites d'application (notamment aériens), des applications parallèles de PPP sur des champs adjacents, et la dégradation des pesticides, donnent aussi lieu à des mélanges environnementaux intégrés dans l'espace et dans le temps. L'évaluation du risque environnemental des PPP n'offre actuellement aucune approche conceptuelle permettant d'aborder tous les mélanges d'application de PPP inconnus, les séries de pulvérisation et, plus important encore, les mélanges de pesticides non intentionnels présents dans l'environnement. **Tout pesticide devrait donc être évalué en fonction de son intégration dans un calendrier d'application, ce qui n'est pas le cas.**

- La réglementation d'évaluation actuelle des substances actives ignore largement de nombreux groupes d'organismes (comme les amphibiens et les reptiles). Elle n'inclut pas les effets sublétaux, et ceux qualifiés d'indirects, tous deux pourtant potentiellement très pénalisants pour les populations concernées. Elle traite les effets d'un pesticide sur chaque groupe d'organismes séparément, **ignorant les interactions entre les niveaux trophiques de différents groupes d'organismes**. Les tests réglementaires ne sont par ailleurs pas nécessairement protecteurs au sein d'un même groupe d'espèces. Dans le cas du néonicotinoïde, imidaclopride, par exemple, l'espèce invertébrée de référence de premier niveau (*Daphnia magna*) s'est avérée plus de 10 000 fois moins sensible que certaines espèces clés des écosystèmes, telles que les éphémères (Vijver et al., 2017).
- L'ERA actuelle ne tient pas compte de nombreux facteurs de stress qui se sont intensifiés ces dernières années, tels que le changement climatique et le stress hydrique croissant qui en découle, la fertilisation artificielle des sols, la destruction des habitats et l'homogénéisation croissante des paysages, dont la combinaison peut aggraver les effets des pesticides dans la nature.
- Enfin, l'ERA européenne se concentre sur les effets environnementaux qui peuvent se produire dans les structures semi-naturelles en dehors des champs cultivés. Les effets négatifs sur la biodiversité sont donc délibérément acceptés dans la zone de culture où les pesticides sont directement appliqués à des taux biologiquement efficaces. Pour autant, la surface de culture agricole qui reçoit des pesticides en France atteint plus de 30 % du territoire national : **près d'un tiers de la surface terrestre nationale n'est donc pas évalué en ce qui concerne les effets négatifs des pesticides sur la biodiversité...** Cette proportion de territoires orphelins de réglementation est valable pour l'Europe entière, avec des préoccupations exprimées récemment à ce propos par la communauté scientifique (Solé et al., 2024).

Notons au passage que certains de ces aspects (effets sublétaux et effets de mélange, notamment), et l'ambition de contribuer à les corriger, sont identifiés au travers de la récente 3^e Stratégie nationale biodiversité (SNB 2030), dans le cadre de sa mesure n°6 : « Réduire les pollutions diffuses d'origine agricole en mettant en œuvre Écophyto 2030 ».

Cela permettrait par ailleurs de répondre aux préoccupations des premiers intéressés, les agriculteurs français. Questionnés en 2024 lors de la grande consultation du Shift Project²⁵ (7 700 professionnels interrogés), 72 % d'entre eux se sont en effet déclarés inquiets de l'impact des produits phytosanitaire sur l'environnement, 50 % d'entre eux manifestant un fort niveau de préoccupation.

Un indicateur calculé par la Commission européenne a en outre montré récemment que le risque associé aux autorisations d'urgence – usages dérogeant aux autorisations de mise sur le marché (AMM), via l'emploi de molécules interdites, ou pour étendre le champ d'application d'une spécialité phytopharmaceutique à d'autres cultures ou modalités d'utilisation –, a augmenté de 41 % entre la période de référence 2011-2013 et 2020 (COM, 2022c). Plus particulièrement, certains pays, dont la France, ont accordé jusqu'en 2022 des autorisations d'urgence répétées aux insecticides néonicotinoïdes : thiaméthoxame, clothianidine et imidaclopride, qui ne sont plus approuvés dans l'Union européenne en raison de leur toxicité pour les abeilles. Un récent arrêt de la Cour de justice européenne (CJUE, 2023) empêche désormais cette possibilité à l'avenir. Le numéro de novembre 2023 de la revue *Innovation agronomique* se fait l'écho de divers projets proposant des solutions alternatives à l'usage des néonicotinoïdes (INRAE, 2023).

On peut également noter, à ce stade, que des pesticides qui ne sont pas ou plus autorisés dans l'UE, parce qu'ils sont considérés comme trop toxiques pour la santé humaine et l'environnement, peuvent encore être produits, stockés et transportés dans l'UE, s'ils sont exportés pour être utilisés dans un pays tiers. C'est par exemple le cas d'insecticides très écotoxiques tels que le fipronil ou le chlorpyrifos (Tostado et al., 2022). Outre leurs conséquences délétères pour les agriculteurs de ces pays, leur environnement, et pour les consommateurs des denrées concernés, ces situations – par ailleurs ouvertement mises à l'index par les ONG²⁶ – affaiblissent pour des raisons éthiques la revendication par l'Europe de « clauses miroirs ». Ces dernières, soutenues dans la

25. https://theshiftproject.org/wp-content/uploads/2024/12/La-Grande-Consultation-des-agriculteurs_Rapport-GCA-Def.pdf.

26. Cf. par exemple : <https://www.publiceye.ch/fr/thematiques/pesticides/analyse-ventes-pesticides-2018>.

SNB 2030²⁷, portent en effet sur des niveaux d'exigences comparables aux standards européens s'agissant de l'innocuité toxique des produits agroalimentaires importés depuis ces pays.

Dans le cas des médicaments à usage humain, le volet écotoxicologique des évaluations n'est effectué que pour les médicaments mis sur le marché après 2006 (ce qui en exclut la majorité), et pour les plus récents il n'est tout simplement pas un verrou pour la mise sur le marché, si la balance bénéfices/risques est estimée favorable pour l'être humain (CE, 2001). Cette prise en compte des aspects environnementaux permettrait pourtant de stimuler la proposition de « mesures d'atténuation de l'impact », portant sur la forme d'administration, les normes de conditionnement (ex : délivrance de certains médicaments à l'unité) ou les conditions d'utilisation du médicament (modalités de délivrance plus contraignantes, recueil des excreta, etc.). Une évaluation plus globale et plus transparente pourrait également faciliter l'application du **principe d'« écoprescription »**, consistant, lorsqu'il y a plusieurs médicaments à efficacité équivalente, à prescrire la molécule la moins dangereuse pour l'environnement²⁸.

Des options ont pu être réfléchies pour une meilleure prise en compte de ces impacts environnementaux, par exemple dans le cadre du projet Rilact (Maurice, 2018), qui ne sont pas appliquées aujourd'hui, en dépit de l'accent mis sur l'application du concept de santé unique (*One Health*). L'approche stratégique de l'Union européenne concernant les produits pharmaceutiques dans l'environnement, publiée en 2019 (COM, 2019b), cible bien la réglementation de mise sur le marché, mais seulement pour les spécialités vétérinaires, et ne prévoit pas de modification substantielle de l'évaluation environnementale pour les médicaments à usage humain. Une note d'opinion de l'Agence allemande de l'environnement a été établi en 2022 toute une série de propositions pour améliorer la gestion des médicaments au regard de leurs incidences environnementales (UBA, 2022) qui ont été résumées comme suit :

1. Garantir dans les dossiers d'autorisation de mise sur le marché (AMM) l'exhaustivité des données à produire lors de l'évaluation réglementaire du risque environnemental, ERA, et imposer, dans l'AMM, l'atténuation de ce risque. Cela, en faisant de l'ERA et de ses éventuelles conclusions s'agissant d'incidences sur la santé humaine, un motif de refus, et en incluant l'ERA dans la balance bénéfices-risques ;
2. Combler le manque de données en mettant en place un cadre pour une procédure de rattrapage pour les médicaments mis sur le marché avant 2006 ;
3. Accroître la disponibilité et la transparence des données renseignées dans les dossiers d'enregistrement au moyen d'un système de monographies de substances. Rendre les données facilement accessibles dans une base de données de l'UE ;
4. Mettre en place un système complet de gestion des risques. Créer un système vivant et transparent d'échange de données entre la législation pharmaceutique et les législations relatives aux questions environnementales.

Notons par ailleurs que le Pacte vert vise déjà à instaurer un mécanisme de responsabilité étendue du producteur, REP (cf. § 3.3.2.1 p.109 « **Les instruments économiques et le principe pollueur-payeur** ») relative à la présence de micropolluants dans les rejets d'eaux usées urbaines traitées, qui pourrait, dans une vision optimiste, avoir pour conséquence d'inciter l'industrie pharmaceutique à s'engager sur des formulations plus respectueuses de l'environnement.

Les enjeux de performance et de cohérence des réglementations d'AMM

S'ajoute aux insuffisances évoquées ci-dessus le fait qu'une même substance peut recevoir des applications relevant de diverses réglementations (REACH, produits phytopharmaceutiques, biocides, médicaments etc.). Cela peut conduire à des incohérences, dues à un manque de coordination et de communication. Par exemple, de nombreuses substances utilisées à l'origine comme pesticides ou biocides ont été interdites, mais ont continué ou continuent à être produites

27. SNB 2030, mesure 6, action 4 : « Être force de proposition au niveau européen, pour faire progresser l'Union et mettre en place des mesures de réciprocité à l'international ».

28. <http://sesoignersanspolluer.com/>.

pour d'autres applications, (Van Dijk et al. 2021). Certains insecticides désormais interdits en agriculture, du fait de leur virulence écotoxique, restent notamment très utilisés pour le traitement antiparasitaire (puces, tiques...) des animaux de compagnie (chiens, chats...). Diverses études récentes tendent pourtant à montrer que ces usages génèrent des risques écologiques importants pour les cours d'eau recevant les effluents urbains (Preston-Allen et al., 2023). Au chapitre des incohérences, il a aussi été mis en évidence que les seuils d'écotoxicité aquatiques servant à l'évaluation d'une même substance dans des cadres réglementaires différents présentent une différence importante, d'un facteur médian supérieur à 3, pouvant atteindre plusieurs milliers pour certaines molécules (Van Dijk et al., 2021).

La stratégie européenne pour la durabilité des produits chimiques (COM, 2020b) s'est donnée en 2020 pour ambition d'améliorer la cohérence inter-réglementaire de l'évaluation et de la gestion des substances préoccupantes, notamment *via* une approche générique : **une substance = une évaluation**, y compris dans les produits de consommation courante (cosmétiques, détergents, textiles...).

Des règlements sectoriels (cosmétiques, détergents) viennent apporter quelques critères de protection complémentaires au niveau des formulations industrielles, comme des conditions d'écotoxicité aigüe (effets directs à court terme sur les organismes) et de biodégradabilité, dans le cas des détergents. Pour ces derniers une biodégradation de 60 % en 28 jours est demandée, mais dans des conditions différentes de celles rencontrées dans l'environnement. Cette situation peut être rapprochée du constat que leurs résidus dans les cours d'eau dépassent quasi systématiquement les seuils d'écotoxicité chronique (INERIS/OFB, 2020). Ces règlements ne tiennent par ailleurs pas compte des composés en lesquels la substance peut se décomposer, ni des impacts environnementaux de ces produits de décomposition. Des évolutions de la réglementation sur les détergents sont en cours d'élaboration au niveau de la Commission européenne en 2024, mais elles sont contestées en même temps par la Commission de l'environnement, de la santé publique et de la sécurité alimentaire du Parlement européen (ENVI) et par les ONG, en raison des faibles progrès qu'elles apportent relativement aux composants écotoxiques et à leur biodégradabilité²⁹. Dans le cas des cosmétiques, l'encadrement de la composition des produits porte essentiellement sur l'évitement de problèmes de santé humaine, mais rien n'est prévu pour conditionner leur mise sur le marché à l'écotoxicité des formulations (les conservateurs biocides n'y sont pas évalués spécifiquement, par exemple), ni à leur biodégradabilité. Une récente analyse de la réglementation en vigueur indique même explicitement que des substances dangereuses pour l'environnement figurent parmi les conservateurs biocides approuvés dans le cadre du règlement sur les produits cosmétiques, et que les aspects environnementaux des ingrédients cosmétiques ne sont pas gérés efficacement dans le cadre de REACH (Kattström et al., 2024).

Après ce tour d'horizon de la réglementation « amont » sur les produits, **la prise en compte des risques sur la biodiversité apparaît comme le parent pauvre dans les dossiers d'évaluation** que les industriels doivent fournir à l'occasion de la mise sur le marché de leurs produits chimiques. À l'exception peut-être des règlements sur les substances phytopharmaceutiques ou les médicaments vétérinaires, qui tentent de prendre en compte certains effets sur des espèces non cibles à des niveaux d'intégration écologiques s'approchant des conditions réelles, avec toutes les limites rapportées plus haut, le renseignement des risques pour la biodiversité concernant les autres produits se fait essentiellement de façon contingente, lorsque des éléments relatifs à la santé humaine, plus fortement encadrés par la réglementation, permettent par surcroît de contribuer à la protection de la biodiversité.

3.1.2 L'écoconception des produits : une solution à mieux encadrer

Fort des constats dressés plus haut, et si l'on y ajoute le rythme élevé des développements de la chimie de synthèse, l'arrivée de nouveaux composés sur le marché, ou les substances toxiques présentes dans les articles importés, l'approche REACH actuelle d'évaluation substance par substance, impliquant une période prolongée entre la mise sur le marché et l'éventualité que des mesures de gestion des risques soient mises en place, n'est pas adaptée pour éviter, à elle seule et en l'état, les impacts environnementaux.

29. Cf. https://ecostandard.org/wp-content/uploads/2024/01/2024-01-24_Detergents-NGO-letter_ENVI.pdf.

La récente stratégie européenne sur la durabilité des produits chimiques évoquée plus haut s'est donnée pour ambition de pallier ces insuffisances. Toutefois, très en phase avec le paradigme de l'économie circulaire, la priorité y reste axée sur les secteurs à enjeux d'exposition humaine, et avec de forts potentiels de recyclabilité, tels que les matériaux de construction, les plastiques ou les textiles. Il ne s'agit pas toujours des secteurs ayant le plus d'impact direct sur la biodiversité.

Aux côtés d'un appel à la sobriété dans les usages quotidiens ou professionnels – les questions premières à se poser pour chaque produit restant celle de la nécessité de son emploi, puis de l'existence d'alternatives moins toxiques au produit lui-même –, il importe aussi d'apporter des solutions concernant la composition/formulation de ces produits. À l'heure actuelle, les aspects liés à la compatibilité des produits chimiques et de leurs usages avec les vulnérabilités de l'environnement sont principalement considérés comme des objectifs secondaires. Ils n'interviennent que tardivement dans les phases de conception et de développement des nouveaux produits ou technologies.

De nombreuses pistes de *chimie verte* ont néanmoins déjà été ouvertes, concernant par exemple les produits nettoyants, anti-corrosion, ou encore les parfums ou filtres solaires (Jessop *et al.*, 2015), mais aussi les médicaments (Moermond *et al.*, 2022). L'Agence fédérale allemande de l'environnement (UBA) a aussi pu émettre en 2016, au travers d'un guide sur les produits chimiques durables, un outil de décision pour les fabricants de substances, les formulateurs et les utilisateurs finaux de produits chimiques (UBA, 2016). Un cadre général a également été élaboré par l'ONU (Halpaap *et al.*, 2022).

Un point clé vers des progrès sera la capacité de nos sociétés à réunir – rapidement – les conditions politiques pour que se développent des approches, techniquement et économiquement opérationnelles, en matière de substitution sans regret des substances nocives actuellement présentes sur le marché, tels que les PFAS ou les perturbateurs endocriniens, utilisables à grande échelle par les concepteurs du secteur de la chimie. Cela au bénéfice de chacun d'entre nous, fabricants, usagers des produits, et habitants – parmi d'autres – des écosystèmes.

Aujourd'hui, l'identification et l'introduction effective de composants de substitution sûrs dans les produits restent problématiques, notamment du fait de la similitude des profils de danger entre les composés éliminés progressivement et leurs substituants, ou du fait de l'incertitude importante sur ces dangers ; un exemple emblématique étant celui des PFAS (Brunn *et al.*, 2023), et un autre, celui des bisphénols, perturbateurs endocriniens notoires (Adamovsky *et al.*, 2024).

L'ONG International Chemical Secretariat³⁰ – ChemSec, qui plaide internationalement pour le remplacement des produits chimiques toxiques par des alternatives plus sûres, tient à jour une liste de substances prioritaires en vue de leur substitution (SIN List, « SIN » pour *Substitute It Now*), établie selon les mêmes critères techniques que ceux retenus par REACH : une liste équivalente à la liste des SVHC réglementaire, mais élargie car affranchie des considérations politiques ou économiques. Début 2025, cette liste contenait plus de 1 400 substances, dont notamment plusieurs centaines de PFAS.

En outre, une classification des entreprises du secteur de la chimie au regard de leurs efforts vers une chimie moins toxique est régulièrement actualisée par ChemSec³¹, à côté d'un catalogue de plus de sept cents solutions de substitutions³².

En France, l'Ineris a publié un guide destiné à accompagner les entreprises, ainsi que les autres parties prenantes (associations) et les pouvoirs publics, afin notamment, de les aider à comparer différentes alternatives potentielles et à identifier des solutions de substitution aux composés chimiques dangereux (INERIS, 2017). Le guide se présente comme une revue documentée de l'ensemble des étapes conduisant à la qualification finale des options de substitution.

Transversalement à toutes ces familles chimiques, et à tous les secteurs économiques qui les mobilisent, **impulser des contraintes réglementaires plus strictes sur une dégradabilité la plus exhaustive possible des produits, articles, et de leurs composants, et ce dans des conditions environnementales normales**, est

30. <https://chemsec.org/about/about-chemsec/>.

31. <https://chemscore.chemsec.org/reports/>.

32. <https://marketplace.chemsec.org/>.

certainement un aspect central pour limiter les impacts polluants. Cela suppose néanmoins **la maîtrise des risques induits par les produits de dégradation eux-mêmes**, qui peuvent être très nombreux. Dans certains cas, ces derniers se sont révélés plus persistants, plus mobiles et/ou plus toxiques que leur composé d'origine, ce qui souligne l'importance de prendre en compte les produits de transformation dans l'évaluation des risques environnementaux des produits chimiques (Boxall *et al.*, 2004). Un exemple saisissant est le cas de l'acide trifluoroacétique (TFA, petite molécule fluorée, assimilable à un PFAS), issue de la dégradation dans l'atmosphère des gaz fluorés des climatiseurs (notamment de voitures), extrêmement persistante, qui charge les eaux de pluie en altitude, et vient ainsi contaminer la surface de la Terre et les eaux souterraines (Behringer *et al.*, 2021). Il faut souligner que le problème du TFA amène à des projections alarmantes à l'échelle globale pour l'avenir, et remplit les conditions du dépassement des limites planétaires (Arp *et al.*, 2024). Des alternatives technologiques aux gaz fluorés sont déjà inventoriées et constituent des opportunités industrielles importantes pour l'Europe (Glüge *et al.*, 2024).

À rebours de cette notion de dégradabilité, **la recyclabilité des matériaux** structurellement persistants et non dégradables, tels la plupart des plastiques, fait l'objet de nombreux projets de recherche, aussi bien au niveau européen que national (en particulier au travers du programme et équipement prioritaire de recherche national « Recyclabilité, recyclage et réincorporation des matériaux recyclés »³³), et des progrès ont été réalisés pour favoriser un recyclage mécanique de haute qualité, voire en boucle fermée (sans pertes de matière). Cependant, la réglementation nationale encadrant la mise sur le marché de produits concurrents, non dégradables et non recyclables, reste, à l'heure actuelle, insuffisamment dissuasive du point de vue économique pour permettre l'essor de ces solutions, notamment du fait des gains marketing réalisés par les producteurs grâce à certains emballages non recyclables (OPECST, 2023). Les facilités actuelles de production des matériaux – plastiques mais aussi, dans une moindre mesure, métalliques – fermentement acquises et massifiées au travers des décennies industrielles passées, contrastent fortement avec les coûteuses contraintes logistiques et techniques que nécessite la récupération/valorisation des déchets.



Illustration 11 : Le plastique, une matière intrinsèquement composite, fondamentalement impropre à une dispersion dans l'environnement, et une opportunité inégalable pour favoriser la consommation à grande échelle de produits issus de la chimie de synthèse.

Les articles comprenant des composants polymériques (plastiques, élastomères...), souvent très peu chimiquement dégradables en environnement naturel, sont cependant sujets à de la désagrégation physique. De ce fait ils sont grands pourvoeurs de pollution particulaire. Ainsi, sur une vingtaine de sources différentes de microplastiques identifiées, parmi les plus contributrices à la pollution, on trouve l'abrasion des pneus et les microfibres textiles (The Pew Charitable Trusts, 2020). Les microplastiques primaires (c'est-à-dire conçus dès l'origine sous formes particulières) représenteraient pour leur part plus de 60 % des fuites de plastiques vers l'océan pour les pays riches (près de 400 g par an et par habitant), et plus de 10 % au niveau mondial,

33. <https://www.cnrs.fr/fr/presse/france-2030-un-tout-nouveau-programme-pour-accelerer-le-recyclage-et-la-re-utilisation-des-plastiques>.

soit 1,3 million de tonnes par an. Et si rien n'est fait, un accroissement de ces flux d'un facteur 1,3 à 2,5 est attendu d'ici 2040. Les microplastiques constitutifs des peintures ou revêtements de surface sont également identifiés comme très contributeurs (Paruta *et al.*, 2022).

Par ailleurs, beaucoup de matériaux utilisés dans les nouvelles technologies (matériaux composites, biomatériaux, nanotechnologie, etc.) n'ont pas fait l'objet d'une évaluation de leur sécurité, et leur incidence environnementale à long terme est inconnue. Certains sont simplement des exemples de technologies à usage unique et jetables, comme les micropuces électroniques imprimées sur des supports en plastique (Biggs *et al.*, 2021), dont l'avenir économique s'avère prometteur. Nombre d'entre eux contiennent des substances (éco-)toxiques qui pourraient être lessivées, et certains sont très persistants (Giese *et al.*, 2020). La manière dont ces matériaux complexes peuvent être couverts par les cadres réglementaires existants en matière de produits chimiques (par exemple, REACh) n'est pas claire : il n'est pas toujours évident de savoir à quelle notion ni à quelle définition juridique ils répondent : substance ? mélange ? article ? etc. D'autres matériaux, tels que les polymères avancés (matériaux composites aux propriétés et usages très variés) qui relèvent de la définition des polymères, peuvent être exemptés de l'enregistrement au titre de REACh. L'industrie ou les organismes de réglementation ne disposent pas à ce jour d'assez d'outils pour tester leur sécurité.

La taille nanométrique et la nature composite de nombre d'entre eux posent également des problèmes en fin de vie, limitant leur recyclabilité et les rendant difficiles à séparer des flux de déchets repris au travers de l'économie circulaire, entraînant ainsi des émissions incontrôlées dans l'environnement.

Face à ces défis, l'Union européenne a récemment formalisé des éléments de référence visant à promouvoir de façon plus structurée et encadrée l'écoconception des produits ayant vocation à rejoindre le marché. En particulier, la recommandation de la Commission du 8 décembre 2022, établissant un cadre d'évaluation « pour une conception sûre et durable des produits chimiques et des matériaux », s'adresse aux États membres, à l'industrie, y compris aux petites et moyennes entreprises, aux universités et aux organismes de recherche et de technologie, qui contribuent ou travaillent à leur développement. Elle les invite à utiliser ce cadre pour leurs programmes et activités de recherche et d'innovation.

Ces textes mettent en avant l'importance que les aspects d'écotoxicité, notamment pour les milieux aquatiques, soient appréhendés par les concepteurs de nouveaux produits impliquant des substances chimiques au travers de l'outil USEtox³⁴. Ce modèle calcule la proportion d'espèces sauvages affectées par les substances actives dans les écosystèmes, sur la base des quantités produites, des propriétés physico-chimiques des substances, et de courbes concentrations-réponses toxicologiques. Plus généralement, la Commission promeut l'utilisation de USEtox[®] pour déterminer l'empreinte environnementale des produits et des organisations (COM, 2021b), laquelle permet aux entreprises de mesurer et de communiquer leurs performances environnementales, *via* l'analyse des cycles de vie des produits, et d'entrer en concurrence sur le marché sur la base d'informations environnementales établies de façon cadrée. Les applications de cette approche se développent (Nemecek *et al.*, 2022 ; Yin *et al.*, 2023), mais il reste encore aujourd'hui un certain nombre de limitations, par exemple en termes de composés pouvant effectivement être investigués de façon fiable, du fait de la trop faible disponibilité de données d'effets suffisamment représentatives des divers niveaux trophiques (Owsianiaik *et al.*, 2023). Cela cantonne pour le moment ce type d'outils à la restitution de résultats relatifs/comparatifs, éloignés de l'appréhension d'un réel risque environnemental. Le projet OCLA-Pest, soutenu par l'ADEME, par exemple a pu faire le point sur les nombreux champs d'amélioration encore nécessaires pour approcher de façon plus réaliste dans les analyses de cycle de vie des produits, et *via* USEtox[®], les impacts environnementaux des pesticides impliqués dans la production agroalimentaire (Nemecek *et al.*, 2022).

Il n'en reste pas moins que d'une façon générale, la mise sur le marché des substances et des produits devrait désormais impérativement être conditionnée par le développement simultané de solutions pour **assurer une fin de vie soutenable des nouveaux produits**, et ce en prenant en compte les risques associés aux composés issus de leur transformation chimique dans l'environnement.

34. <https://usetox.org/>.

3.2 - Vers une sobriété chimique, catalyseur d'innovations pour les différents secteurs socio-économiques. Pistes et leviers pour réduire et adapter les usages des produits chimiques

Si le concept de *sobriété énergétique* a déjà largement imprégné les esprits, notamment dans le cadre de la lutte contre le réchauffement climatique, celui de *sobriété chimique* n'a jusqu'à présent pas reçu d'utilisation élargie, bien qu'il ait pu récemment être discrètement introduit dans le lexique médical (Fouquart, 2023). La rareté de cette expression est probablement révélatrice de la faible place actuellement occupée dans les consciences de la dimension transversale des enjeux associés aux pollutions chimiques.

Une traduction industrielle de ce concept de *sobriété chimique* se rattache à la notion de « *chimie verte* », théorisée à la fin du siècle précédent (Anastas & Warner, 1998), et déjà discutée plus haut au sujet de l'*écoconception des produits* (cf. § 3.1.2 « **L'écoconception des produits...** »). Celle-ci consiste, en chimie de synthèse, à éviter la production de déchets, à renoncer dans la mesure du possible à utiliser des auxiliaires de synthèse (solvants, agents de séparation, etc.), ou encore à favoriser l'utilisation des matières premières renouvelables plutôt que des produits fossiles.

Dans le cadre des dynamiques industrielles impulsées cette dernière décennie pour une économie circulaire massifiée, les principes originels soutenant la *chimie verte* se voient désormais progressivement promus et complémentés au travers du concept plus systémique et exigeant de « **chimie circulaire** » (Keijer et al., 2025). Cette nouvelle approche ambitionne de prendre en compte les populations, la planète et la *viabilité économique* de la chimie innovante. On pourrait ici faire l'analogie avec les énergies renouvelables et la recherche d'efficacité dans le cadre global de la *sobriété énergétique*. Ce paradigme de la *chimie circulaire* vise à conforter la durabilité des procédés industriels, en considérant l'ensemble du cycle de vie des produits et non plus seulement l'optimisation des dits procédés. La *chimie circulaire* encourage notamment l'utilisation efficace des ressources tout au long des chaînes de valeur et souligne la nécessité de mettre au point de nouvelles réactions chimiques permettant de réutiliser et de recycler les substances, afin de favoriser le développement d'une industrie en circuit fermé qui minimise les déchets, ces derniers pouvant servir de ressources au cycle de production.

Une stratégie de recarbonation de l'économie (Hamant, 2022), peut consolider la mise en œuvre de la *chimie circulaire*. La recarbonation de l'économie, qui consiste à remettre du carbone issu du vivant au cœur des matériaux, permet de concevoir des objets davantage biodégradables, recyclables voire réintégrables dans les cycles biologiques naturels – par exemple certains polymères biosourcés, des matériaux compostables ou même, comme l'explorent certains industriels du pneumatique, des pneus à base de matières végétales intégralement biodégradables. Cette stratégie devra s'accompagner d'une exigence de réparabilité systématique et de prolongation de la durée de vie des produits, afin de réduire à la source la production de déchets et la dispersion de polluants.

Dans une acception plus large, étendue à l'**ensemble de la société**, la notion de *sobriété chimique* suppose, en premier lieu, l'examen de la nécessité effective du recours aux produits chimiques de synthèse, lorsqu'ils sont polluants ou qu'ils sont susceptibles de l'être. Cela nous renvoie à l'application systématique du **concept d'« usage essentiel »**, tel que défini à l'occasion du protocole de Montréal (1987). Les deux éléments d'une utilisation essentielle y sont les suivants : (i) elle est soit nécessaire pour la santé et la sécurité, soit critique pour le fonctionnement de la société, et (ii) il n'existe pas d'autres solutions techniquement et économiquement réalisables. Cela passe notamment par la recherche d'alternatives innovantes permettant de réduire les usages de ces produits, ces alternatives devant être évaluées au moyen d'une analyse de cycle de vie aussi complète que possible, afin d'éviter des substitutions regrettables. L'Ineris a proposé en 2024 un cas d'étude sur les potentialités de mise en œuvre de ce principe d'*usage essentiels*, aujourd'hui encore largement théorique et imprécis, pour cas emblématique des PFAS (INERIS, 2024).

En France toutefois, le plan d'action national sur les PFAS, publié en janvier 2024, prévoit déjà, dans cet esprit, des mesures de réduction, de surveillance et de substitution des PFAS dans les produits de consommation et les procédés industriels. La loi du 27 février 2025 vient concrétiser ces engagements, notamment par des

interdictions progressives de mise sur le marché de produits contenant des PFAS (cosmétiques, farts de ski, textiles).

De façon générale, ce sont des changements profonds de pratiques en matière d'utilisation des produits chimiques, qu'il s'agit d'impulser, tant en contexte professionnel qu'à titre individuel : réduire les quantités et le nombre de substances chimiques de synthèse, en priorité celles qui sont à risque pour les écosystèmes et le vivant. Et dans le cas d'objets reconnus comme d'usage essentiel nécessitant le recours à ces substances, il importe d'encourager des alternatives réparables, réutilisables et biosourcées.

3.2.1 Encourager et populariser les pratiques individuelles et collectives moins génératrices de pollution

Quels leviers à l'échelle des individus ou des ménages ?

Les usages quotidiens et la consommation courante de produits intégrant des composés chimiques de synthèse constituent un volet majeur contribuant aux émissions vers l'environnement, et aux impacts sur la biodiversité qui en découlent. Cela vaut particulièrement si l'on considère les quantités et le choix des formulations utilisées pour les produits d'entretien ménagers, les lessives, les peintures, mais aussi les produits destinés à la santé humaine (médicaments, cosmétiques) ou aux animaux de compagnie (antiparasitaires), qui génèrent tous des résidus échouant en grande partie dans les eaux usées domestiques. Sans oublier les déchets pourvoyeurs de substances toxiques, tels ceux des équipements électriques et électroniques.

Diverses approches ont pu être éprouvées ces dernières années pour limiter les pollutions induites par ces usages individuels ou domestiques (Basilico & Villemagne, 2021), qui se traduisent par exemple par une réduction du nombre de produits utilisés (en moyenne une trentaine de produits ménagers et d'hygiène corporelle différents pour un foyer urbain !) et de leurs fréquences d'utilisation, ou par le recours, autant que possible, à des produits plus simples et naturels : savon de Marseille pour l'hygiène corporelle, vinaigre blanc ou savon noir pour le nettoyage des surfaces, lessive ou cosmétiques « faits maison »...

Par ailleurs, pour améliorer l'**information du consommateur et du citoyen**, l'ADEME met à disposition, sur le site www.ademe.fr/labels-environnementaux, un descriptif et la qualification d'une centaine de **labels apposés sur les produits du commerce**, indicatifs de leurs niveaux de préservation de l'environnement. Un grand nombre d'entre eux intègrent des critères relatifs à la toxicité des constituants. Cette approche par les labels ne promeut toutefois qu'une forme indirecte de la sobriété chimique, en privilégiant la consommation de biens conçus via un recours moindre à la chimie de synthèse.

En matière de produits alimentaires, par exemple, certains labels (tels que AB, Bio cohérence, Nature & Progrès, Demeter, Biodyvin) garantissent l'absence de recours aux pesticides ou engrains de synthèse en amont du circuit économique. S'agissant de produits d'entretien et nettoyage, d'hygiène et beauté, ou encore de peintures, vernis, lasures et enduits, l'Écolabel EU garantit l'absence de substances dangereuses pour l'environnement (au sens du règlement CLP). D'autres labels sont intéressants, comme Nature & Progrès qui garantit la biodégradabilité des agents lavants, ou l'absence de certains conservateurs biocides dans les cosmétiques (sans pour autant garantir l'innocuité en termes d'écotoxicité aquatique), ou encore Nature Plus pour les peintures dont la composition en substances dangereuses est assortie de valeurs seuils à ne pas dépasser. Les labels Écocert ou Cosmébio Cosmos garantissent pour leur part un maximum de 5 % de substances non naturelles, le recours à des matières produites en agriculture biologique, et soumettent les produits à des tests d'écotoxicité.

En parallèle, la loi Climat et résilience de 2021 a instauré l'obligation d'un *affichage environnemental* concrétisé par un éco-score permettant de rendre compte de l'empreinte environnementale des produits en intégrant l'ensemble de leur cycle de vie. Cet affichage entrera en vigueur entre 2025 et 2027 pour certains produits. Il semble toutefois qu'à ce stade des progrès importants restent à réaliser pour que l'aspect « pollutions » soit pris en compte de manière fiable dans cet éco-score, notamment les impacts liés aux intrants de synthèse en agriculture, ainsi que cela a pu être mis en avant par une expertise indépendante (CESIAe, 2023).

Les modes de consommation d'articles comme **l'alimentation sous emballage** et autres objets contenant des matières plastiques (conduisant statistiquement à la dispersion de déchets non gérés) sont aussi des facteurs sur lesquels il est possible de jouer pour réduire au quotidien notre empreinte écotoxique. La France s'est dotée à cet égard de l'objectif d'éliminer du marché les emballages en plastique à usage unique, d'ici à 2040. Cette perspective se décline en objectifs quinquennaux de réduction, réemploi et recyclage, dite « stratégie 3R »³⁵, qu'il s'agit désormais de mettre en œuvre au travers de politiques publiques ambitieuses. À noter, par exemple, qu'un décret a été publié récemment (Gouvernement, 2022b), qui organise la montée en puissance de la mise sur le marché d'emballages réutilisables/réemployables, à compter de 2023.

Un autre aspect reconnu de la menace environnementale engendrée par les matières plastiques domestiques concerne les **microfibres textiles** (notamment leur transfert par les eaux de lavage), *via* l'énorme augmentation de la demande de *fast fashion*, à mesure que les coûts de l'habillement diminuent, et que la population mondiale s'accroît. Les fibres synthétiques constituent aujourd'hui 60 % des produits textiles neufs, dont, en France, les deux-tiers sont importés. Le 30 mars 2022, la Commission européenne a présenté sa stratégie pour les textiles durables et circulaires, qui porte sur l'ensemble du cycle de vie des textiles et propose des actions visant à modifier la façon de les produire et consommer³⁶. Son objectif consiste à réaliser les engagements du Pacte vert pour l'Europe, du nouveau plan d'action pour l'économie circulaire et de la stratégie industrielle pour le secteur textile. Un rapport de l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable dédié spécifiquement à ce sujet (IGEDD, 2023) conclut, de fait, sur l'importance de privilégier toutes les mesures susceptibles d'être adoptées à l'échelle de l'Union européenne. Il insiste également sur le besoin d'informer mieux le consommateur par la mise en place d'un étiquetage ad hoc des produits, et le développement de labels pour les producteurs de textiles.

Plus récemment encore, le Sénat a adopté une proposition de loi visant « l'ultra-fast fashion », qui comprend l'interdiction de la publicité pour cette modalité de commerce, ainsi que l'application du principe pollueur-payeur en considération de l'impact environnemental, notamment les atteintes à la biodiversité et l'empreinte carbone des articles et leur durabilité liée aux pratiques industrielles et commerciales. Cette proposition de loi devrait faire l'objet d'un examen définitif à l'automne 2025.

Le choix des **modes de transport collectifs ou en mobilité douce** est également un levier significatif pour les citoyens soucieux de moins impacter les écosystèmes, en lien avec les émissions polluantes de résidus de combustion des carburants ou de résidus d'usure des pneus et des véhicules en général, qui sont ensuite transférées dans les milieux *via* l'atmosphère, ou par ruissellement pluvial sur des surfaces imperméables.

Enfin, la **pratique des loisirs et le tourisme** nécessiteront d'être davantage raisonnés, car ils induisent également leur part de pressions polluantes. C'est particulièrement le cas sur la frange littorale qui accueille des concentrations importantes d'estivants, ou dans les contextes insulaires d'outre-mer qui hébergent une biodiversité riche et fragile (cas des récifs coralliens), mettant à l'épreuve les capacités des systèmes d'assainissement des cités côtières. Cela génère aussi un accroissement des apports directs au milieu de déchets plastiques, de mégots de cigarettes (constitués à la fois de composés toxiques et de particules plastiques, transférés au milieu depuis les caniveaux ou depuis la plage³⁷), de crème solaire (les filtres anti-UV étant souvent des perturbateurs endocriniens), ou expose les eaux côtières aux produits biocides anticalcaires des coques de bateaux de tourisme. De nombreuses collectivités et des gestionnaires d'aires protégées conduisent déjà des actions pour prévenir ces dégradations. L'ADEME³⁸ et l'OFB³⁹ ont tous deux mis à disposition des recommandations pratiques adaptées à un tourisme moins polluant.

La baignade dans les eaux naturelles des chiens traités par des antiparasitaires (y/c colliers antipuces), accompagnant leurs maîtres randonneurs, est également un motif de préoccupation émergent pour la préservation de la biodiversité aquatique (Diepens *et al.*, 2023).

35. <https://www.ecologie.gouv.fr/lutte-contre-pollution-plastique>.

36. https://ec.europa.eu/commission/prescorner/detail/fr/qanda_22_2015.

37. L'abandon de mégots sur la voie publique fait encourir le risque d'une amende d'un montant de 750 €. https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/08/09/les-dechets-du-tabac-des-bombes-ecotoxiques-pour-la-planete_6184867_3244.html.

38. <https://agirpourlatransition.ademe.fr/particuliers/mieux-consommer/vacances-loisirs/bons-gestes-vacances-durables>.

39. <https://www.ofb.gouv.fr/ecotourisme-et-sport-de-nature>.

Démultiplier les dynamiques à l'échelle des collectivités territoriales

La mosaïque des acteurs d'un territoire, qu'il s'agisse de simples citoyens, consommateurs, usagers de services collectifs, ou d'activités économiques, conduit à une très grande variété de modalités polluantes, ayant des conséquences directes sur la santé, la biodiversité et les ressources, locales ou plus éloignées. Ces pollutions peuvent toutefois faire l'objet d'un diagnostic territorial, assorti d'une priorisation des enjeux, comme cela sera détaillé au § 3.3.1 p. 103 « **Au niveau des acteurs territoriaux...** ».

Sur cette base, les élus, décisionnaires et services des collectivités/entités territoriales concernées, qui sont les premiers interlocuteurs des populations, disposent de la meilleure légitimité pour bâtir des stratégies collectives d'action. Cette dimension collective est la garantie d'une efficacité démultipliée dans la réduction des impacts polluants.



© Pierre-François Staub

Illustration 12 : déchets sauvages issus d'activités économiques

À titre d'illustration, dès les années 2000, certaines collectivités se sont engagées dans la réduction des micropolluants issus des **activités économiques** de leurs territoires, notamment dans le cadre d'« opérations collectives » financées par les agences de l'eau. Cet outil opérationnel et financier s'adresse à la fois aux collectivités et aux entreprises d'un territoire. C'est un dispositif d'aides qui encourage la réalisation groupée de petites opérations, par territoires, ou par secteurs professionnels. L'objectif est de réduire les flux de pollution et de déchets dispersés des petites entreprises, dont le cumul s'avère au final nocif pour l'environnement. Il constitue un levier éprouvé pour aider les industriels et les artisans à réduire les flux de polluants rejetés, et incite les acteurs territoriaux à développer les compétences requises pour s'emparer de ces enjeux.

L'accompagnement technique des entreprises et les aides financières aux travaux ou à l'acquisition de technologies propres sont également déterminants dans la réussite d'une démarche territoriale intégrée de réduction des pollutions.

Pour ces activités économiques de taille modeste (artisans, PME...), les émissions polluantes dans l'eau peuvent être gérées localement, au travers de règlements locaux de raccordement des rejets au réseau d'assainissement des collectivités (Cerema, 2019). En effet, les micropolluants contenus dans leurs eaux usées traversent souvent en quantité significative les stations de traitement urbaines (non construites initialement pour les dégrader, voire les éliminer), et contribuent à la pollution chronique des cours d'eau qui reçoivent leurs effluents : il importe donc de les réduire à la source (Metz & Ingold, 2014 ; UBA, 2018 ; Basilico & Villemagne, 2021 ;

Lecomte & Staub, 2022). Le récent projet strasbourgeois Lumieau-Stra⁴⁰ offre une très bonne illustration des actions à la disposition d'une collectivité territoriale pour stimuler, *via* des opérations collectives pilotes, la réduction des rejets toxiques par ces acteurs (cf. Figure 26).

Figure

26

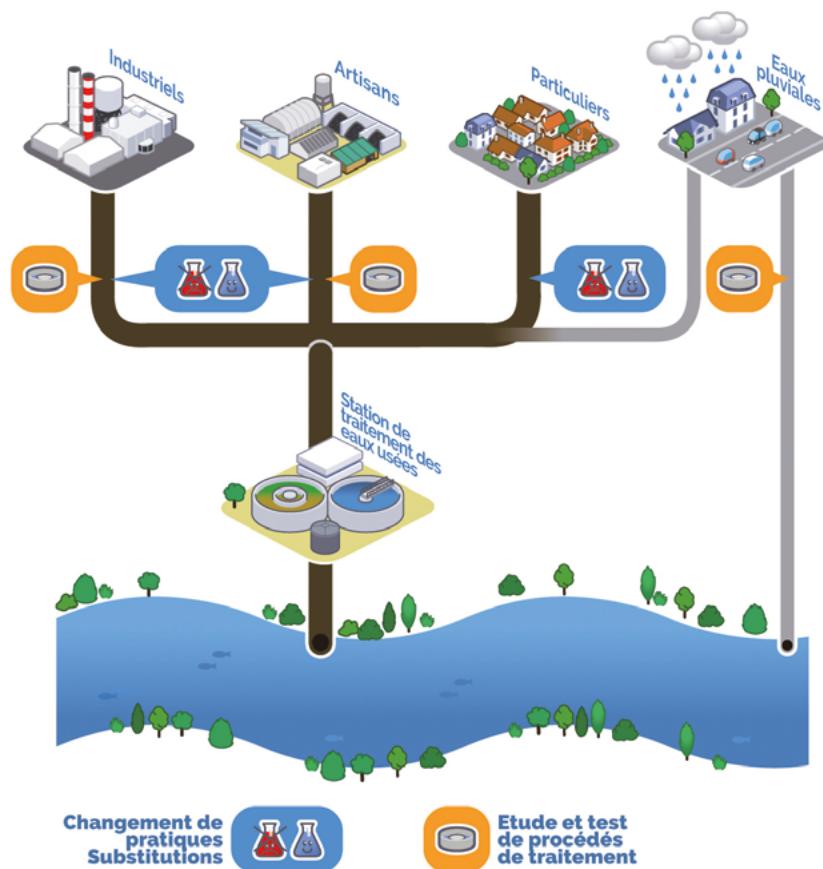


Illustration de la stratégie du projet strasbourgeois Lumieau-Stra (2014-2020) visant à la réduction du déversement de micropolluants d'origine urbaine dans les milieux récepteurs. Une approche dual a été conduite, combinant des changements des pratiques d'usage des produits (chez les particuliers et les artisans) et la mise en œuvre de traitements complémentaires des rejets polluants.
D'après Lumieau-Stra.

Les éléments fournis lors des diagnostics de recherche des substances dangereuses dans l'eau et des stations de traitement des eaux usées (RSDE-STEU) sont également précieux pour les collectivités afin de contribuer à construire des plans d'actions de réduction des micropolluants sur leur territoire. L'association Astee a pu rassembler des retours d'expériences utiles à cet égard (Astee, 2021a).

L'information et les préoccupations croissantes des administrés sur la qualité chimique de l'eau et des aliments sont des moteurs d'anticipation pour les collectivités, dont certaines ont déjà mis ces sujets à l'agenda des instances participatives locales, notamment dans le cadre de schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE). En parallèle, certaines villes se sont investies dans des démarches pro-actives, telles qu'adhérer à la charte « Ville eau-responsable » de l'International Water Association (IWA), ou encore dans le « Green City Accord », mouvement ambitieux de villes européennes lancé par la Commission européenne dans le cadre de son plan d'action Zéro pollution.

Les **services des collectivités territoriales**, de par leurs activités propres, sont aussi concernés par l'émission de micropolluants dans les eaux urbaines, puis vers les milieux récepteurs de ces eaux : nettoyage urbain (voies, façades, etc.), désinsectisation/dératisation, entretien du mobilier urbain, du parc de véhicules, désherbage

40. <https://www.strasbourg.eu/lumieau-sra>.

d'équipements sportifs, marquages au sol, traitement des eaux usées, etc. sont autant de postes générateurs de micropolluants. Le projet bordelais Regard⁴¹ (Buil *et al.*, 2019 ; Capdeville *et al.*, 2021), ainsi que le groupe de recherche, animation technique et information sur l'eau (Graie, 2018) ont fourni des recommandations à cet égard, qu'il serait souhaitable de contribuer à propager grâce aux évolutions futures des politiques publiques.

Dans tous les cas, il importe de rappeler que **les stratégies préventives, d'évitement des pollutions et de conservation du bon état des milieux, doivent être établies au plus tôt dans les démarches territoriales.** Ces dernières ont toujours un rapport coûts-bénéfices nettement plus intéressant.

S'agissant de l'usage des pesticides au sein des agglomérations, des progrès très substantiels ont été obtenus dans les années 2010, impulsés notamment par des collectivités pilotes, impliquées dans des dynamiques du type Territoires zéro phyto. La loi n°2014-110 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national, dite loi Labbé du nom de son instigateur principal, aura permis de conforter très significativement ces évolutions, en prohibant l'usage des pesticides chimiques de synthèse sur les lieux fréquentés par le public d'abord (2017), puis en étendant cette interdiction aux jardiniers amateurs (2019). D'autres pesticides restent néanmoins émis par les espaces urbains, tels les biocides qui composent les peintures et enduits de façade des bâtiments. Une dynamique pilote de réduction de ces pollutions est désormais à l'œuvre à l'échelle de plusieurs villes européennes, au travers du projet ReactiveCity (<https://www.interreg-rhin-sup.eu/projet/reactivecity-une-ville-pro-active-sans-biocides/>).

L'appel à projets « Micropolluants des eaux urbaines » lancé en 2013 par le ministère de l'Écologie, l'OFB et les agences de l'eau, aura quant à lui conduit à divers retours d'expérience émanant d'agglomérations ayant déployé des approches intégrées, multi-sources, multi-acteurs, de lutte contre les micropolluants (Lecomte & Staub, 2022). Parmi les actions testées, des **campagnes territorialisées de sensibilisation**, menées auprès des consommateurs et usagers de ces produits, et centrées sur les méfaits environnementaux induits (le plus souvent inconsciemment) par une bonne part des pratiques individuelles ou professionnelles évoquées plus haut, ont pu être éprouvées. Ces campagnes, si elles sont conduites sans accompagnement particulier, peuvent n'avoir qu'une portée limitée en efficacité et dans la durée. Un premier progrès consiste à doubler cette sensibilisation de messages positifs valorisant la sobriété dans les usages, ou des pratiques alternatives vertueuses à la fois pour la santé des utilisateurs et l'environnement. Mais, là encore, les marges de progrès escomptées s'avèrent souvent limitées au regard des enjeux de dégradation de la biodiversité.

Dans ces contextes, l'**association de chercheurs en sciences humaines et sociales** à l'élaboration des dynamiques territoriales peut constituer un apport précieux, pour mieux sensibiliser, cibler les actions à mener et faire évoluer les pratiques. Mobilisés dans le cadre de l'appel à projets « Micropolluants des eaux urbaines », leurs études ont par exemple montré que les valeurs d'hygiène, de « propre » et de « sain », ou la méconnaissance des micropolluants et du petit cycle de l'eau, peuvent être des freins à la sobriété chimique. Des expériences participatives, qui ont été entreprises dans certains projets, ont par ailleurs montré comment une stratégie de sensibilisation, pour être suivie d'effets, doit s'appuyer sur la complémentarité de différents supports de communication et la mobilisation de partenaires compétents dans la sphère de la médiation scientifique, et des sciences participatives. Elles ont également suggéré que les changements de pratiques, accompagnés par des dispositifs adaptés, bénéficient d'une bonne acceptabilité globale et peuvent se traduire par l'adoption de nouvelles habitudes pour une partie de la population plus large que la petite fraction déjà sensibilisée et active sur ces questions (Soyer & Gauthey, 2018).

Parmi les leçons tirées, mentionnons l'importance de :

→ **Mieux communiquer sur la réglementation existante et l'action des pouvoirs publics** en matière de lutte contre les micropolluants (surveillance, expertise...). Les individus perçoivent trop peu d'investissement de la part des pouvoirs publics sur la question (peu de contraintes réglementaires pour les substances suspectes, peu d'encadrement du marché industriel...), alors que c'est selon eux le répertoire d'actions le plus pertinent. Ce défaut apparent d'exemplarité rend compliqué la mobilisation à l'échelle du citoyen.

41. Projet REGARD (Réduction et gestion des micropolluants sur la métropole bordelaise) : <https://doi.org/10.36904/tsm/202103013>.

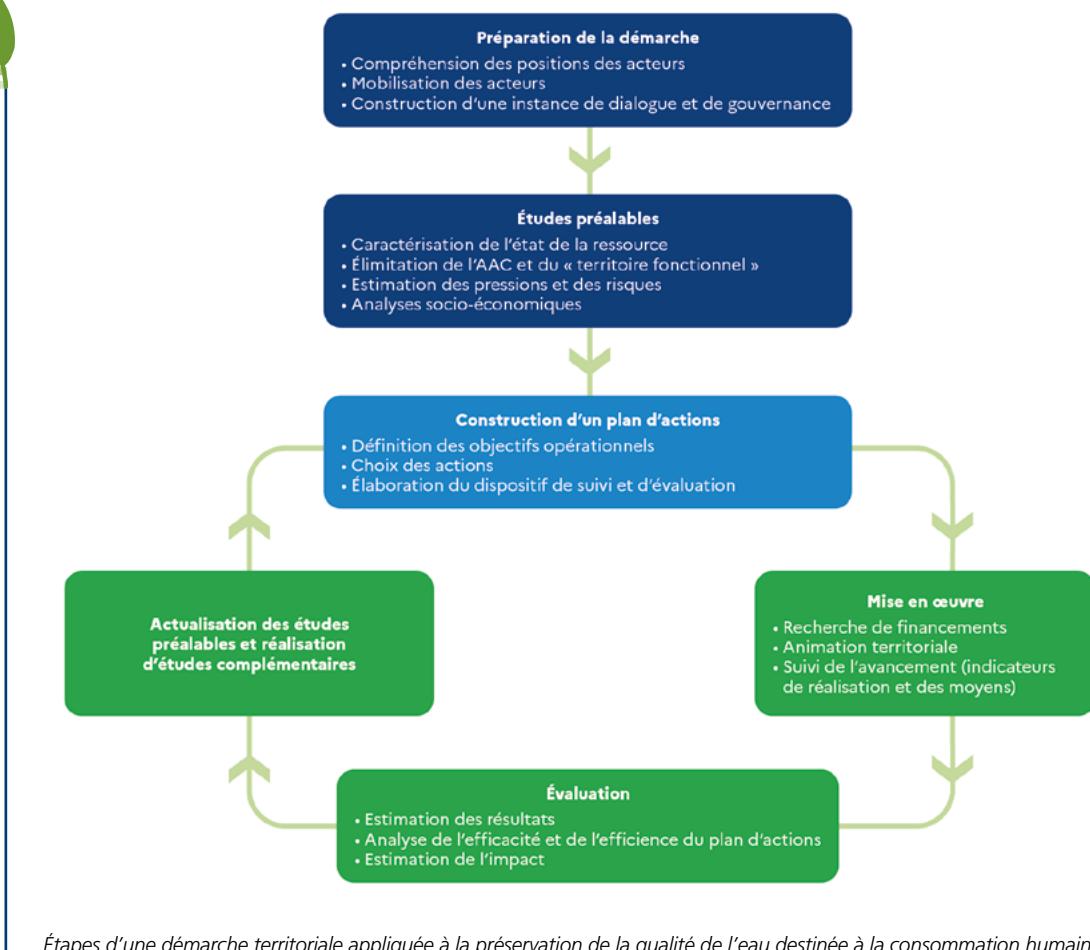
- Ne pas négliger les changements structurels à engager dans une perspective de moyen et long terme. Il faut tenir compte et influer sur les valeurs et les normes sociales qui structurent notre société (valeurs dominantes, abondance des produits, surconsommation...) et composer avec des normes professionnelles aujourd'hui élaborées sur la base d'autres objectifs que la préservation des milieux (exigence d'hygiène et de sécurité peu compatibles avec des produits sans chimie artificielle, traduction restreinte du principe de précaution envers la biodiversité dans les procédures opérationnelles). **Cela passe par une meilleure connaissance mutuelle (y compris via des partenariats) entre les acteurs de la biodiversité et les acteurs de filières économiques, telles que l'agroalimentaire ou la chimie.**
- Miser sur d'autres identités que notre seul statut de consommateur : chacun de nous endosse d'autres rôles sociaux chaque jour (citoyen, travailleur, bénévole, entrepreneur, riverain, parent...). À cet égard, il serait souhaitable que les politiques publiques à venir, nationales ou plus locales, incitent davantage à **relayer et valoriser les actions collectives**, notamment celles des ONG et de la société civile, qui participent à promouvoir, sous différentes formes, d'autres modes de production et de consommation (à l'instar des AMAP par exemple) ou encore d'organisation de la cité, ou qui proposent des modes alternatifs de gouvernance locale des micropolluants (procédures d'autorisation pour les rejets d'effluents, portages politiques ambitieux, expertises locales, actions associatives...). Sur ce plan, nombre de retours d'expérience ont pu être enregistrés et restitués à la suite de l'appel à projets national « Micropolluants des eaux urbaines » (Lecomte & Staub, 2022), qui peuvent utilement être sources d'inspiration afin de démultiplier ces approches. Par ailleurs, **les expériences de sciences participatives** sont aussi de forts leviers pour accroître l'implication des citoyens dans la prise en charge des pollutions par la société, comme ce qui a pu être mis en œuvre, en Allemagne, en appui à la directive cadre sur l'eau (Von Gönner et al., 2024), ou, en France, s'agissant de la pollution plastique (Philip et al., 2024).

Dans les espaces ruraux, où les pollutions diffuses d'origine agricole (nitrates, pesticides...) sont souvent l'enjeu dominant, la protection des ressources en eau potable constitue un levier déterminant pour l'action des collectivités en matière de reconquête de la qualité chimique des milieux. En effet, depuis 2020, toutes les collectivités peuvent entreprendre des démarches locales pour réduire les pollutions diffuses à l'échelle des aires d'alimentation de captage (AAC). Il est important que cette démarche soit adossée à un projet de territoire, issu d'une réflexion intégrée (cf. Figure 27). En effet, **l'obtention de résultats dépend aussi de facteurs se situant en dehors du champ thématique strict de l'eau, comme le soutien aux filières agricoles ou les politiques d'aménagement de la collectivité**. L'OFB met à disposition des éléments d'appui à l'expertise dans ces contextes⁴².

Il faut noter que les usages de produits vétérinaires en élevage, en particulier de certains insecticides et antibiotiques, induisent eux aussi des transferts dans les agrosystèmes qui modifient significativement la composition chimique des ressources en eau potable locales, comme cela a pu être démontré en Bretagne (Soulier et al., 2015 ; Charuaud et al., 2019).

42. Cf. le centre de ressources : <https://professionnels.ofb.fr/fr/cdr-captages>.

Figure 27



© Guillaume Juan / OFB

Fortes de l'ensemble de ces éléments, les évolutions des politiques publiques environnementales pourraient sûrement promouvoir avantageusement **la formation des acteurs locaux** (services techniques, bureaux d'études, laboratoires, associations) aux solutions alternatives à l'utilisation des produits chimiques (cf. section suivante), ainsi qu'aux divers enjeux de pollutions et aux outils de diagnostics ou de remédiation associés. Elles pourraient aussi impulser une réflexion nationale pour **proposer des lignes directrices en matière de coordination de ces diverses expertises territoriales**, à des fins d'évaluation des risques d'atteinte à la qualité des milieux et des écosystèmes, et d'élaboration des plans opérationnels d'actions territorialisés.

3.2.2 Éviter ou adapter les usages professionnels de produits écotoxiques

En agriculture

Comme cela a été souligné dans la seconde partie, un autre pan très important de pratiques professionnelles engageant l'usage de produits nocifs à la biodiversité est **l'agriculture intensive conventionnelle** : emploi de fertilisants générant des surplus azotés et phosphatés, de substances actives phytopharmaceutiques, de produits vétérinaires et biocides, ou encore de matériaux plastiques.

S'agissant des intrants fertilisants, divers plans se sont succédé ces trente dernières années en France pour remédier aux impacts associés aux surplus azotés, dont certains d'ordre écologique (eutrophisation), en application de la directive européenne 91/676/CEE du 12 décembre 1991, dite directive Nitrates.

Une étude parue en 2021, couvrant la période 1994-2015, estimait que la mise en œuvre en France de cette directive (depuis 2001) avait réduit la concentration de nitrates dans les eaux de surface de 8 % (Chabé-Ferret et al., 2021). Les abondances de poissons et d'espèces de poissons se seraient également améliorées grâce à la directive, qui aurait aussi permis une meilleure efficacité de l'utilisation de l'azote et une productivité accrue des agriculteurs, sans diminuer leurs bénéfices.

Ces éléments positifs sont toutefois à confronter au constat beaucoup plus sévère dressé dans une « note délibérée » en novembre 2023 par l'Autorité environnementale (AE, 2023), qui est mandatée pour évaluer les programmes Nitrates nationaux de manière indépendante des pouvoirs publics. Il y est consigné à l'inverse que ces programmes semblent largement avoir abouti sur un constat d'échec, et que la dernière génération desdits programmes, sans rupture avec la génération précédente, ne permettra pas probablement d'améliorer la qualité des eaux et de réduire les émissions atmosphériques. L'Autorité estime que l'atteinte des objectifs de la directive cadre sur l'eau (DCE) comme de ceux de la directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) est, de ce fait, compromise.

La directive Nitrates garantit des moyens et non des résultats, en imposant un certain nombre de mesures dans des zones dites *vulnérables* (seuils pour les apports azotés organiques, mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrates...). L'Autorité environnementale souligne que le suivi des teneurs en nitrates et plus globalement de l'état des masses d'eau, pour lesquelles la directive cadre sur l'eau (DCE) fixe des obligations de résultat (Conseil d'État, 2010), devrait jouer un rôle nettement plus coercitif dans la définition des actions du programme d'actions national. Le recours à la modélisation est aussi encouragé en vue d'atteindre des résultats cohérents avec les objectifs pour l'état du milieu aquatique.

S'agissant des implications sur le compartiment terrestre, on peut noter ici que des études, menées sur des durées suffisamment longues, ont pu objectiver que les pratiques culturales qui combinent la fertilisation organique des champs (fumures d'origine naturelle, par exemple avec la fertilisation minérale), avec des rotations de cultures intégrant des prairies installées pour quelques années, permettent de stimuler la biodiversité, d'accroître la résilience des espèces d'arthropodes souterraines et aériennes et de soutenir les services écosystémiques qu'elles fournissent, sans diminuer les rendements de ces cultures (Heinen et al., 2023).

En 2023, la planification écologique a adopté un objectif de diminution de 30 % de la consommation d'azote minéral d'ici 2030 (SGPE, 2023), ce qui est ambitieux si l'on compare ce chiffre aux 8 % de réduction des contaminations en quinze ans, évoqué plus haut.

Concernant les usages agricoles d'agents phytopharmaceutiques de synthèse, leurs incidences écologiques négatives relèvent en partie, et en partie seulement, de mésusages sanctionnables par la réglementation en vertu des articles L. 253-14 et L. 256-2 du code rural et de la pêche maritime, tels que l'utilisation de PPP non conforme aux règles fixées par l'autorisation de mise sur le marché, ou le non-respect des mesures de limitation fixées par l'autorité administrative (par exemple les zones de non-traitement à proximité des milieux aquatiques). Mais il faut rappeler qu'une très large part des incidences sur la biodiversité procède d'une utilisation conforme à la législation actuelle de ces produits, du fait de la faiblesse des critères réglementaires de préservation de l'environnement encadrant leur mise sur le marché (cf. § 3.1.1 p. 77 « **Pesticides et médicaments...** »).

Pour le cas particulier des insecticides, compte tenu des forts impacts induits sur la biodiversité (cf. §. 2.2.2 et 2.3.2 « **... transfert des intrants agricoles de synthèse vers les eaux** »), et au regard de risques économiques parfois limités associés aux ravageurs, les fondements rationnels de leur utilisation systématique, à titre préventif et sur de grandes surfaces agricoles, ont été remis en cause (Furlan, 2014). Les seuils d'intervention, qui définissent les critères quantitatifs déclenchant l'utilisation des insecticides sur la base d'observation de la présence de ravageurs, sont souvent exagérément conservatifs, comme cela a pu être remarqué par les acteurs agricoles eux-mêmes, par exemple dans le cas de la vigne (ATV49, 2022) ou de la pomme de terre (FIWAP, 2013). La stratégie nationale Écophyto 2030 prévoit à cet égard des mesures pour mieux objectiver et diffuser l'information sur les risques de propagation des maladies et ravageurs, et sur la réduction des traitements, en rénovant le bulletin de santé du végétal (BSV, <https://agriculture.gouv.fr/bulletins-de-sante-du-vegetal>), outil d'observation et de prévision du comportement de ces bioagresseurs. Cette stratégie pointe en effet que l'efficacité du BSV actuel est aujourd'hui parfois contestée, parce qu'il pourrait conduire à apporter plus de traitements que strictement nécessaire.

Les bénéfices écologiques – et en termes de biodiversité – de pratiques alternatives, agroécologiques et économies en intrants, ont déjà pu être enregistrés par divers travaux, s’agissant de l’agriculture biologique notamment (Tuck *et al.*, 2014). À l’échelle de la parcelle, il y a près de vingt ans déjà, avaient été constatées des augmentations de 30 % du nombre d’espèces et de 50 % du nombre d’individus par rapport aux parcelles en agriculture utilisatrice d’intrants de synthèse (Bengtsson *et al.*, 2005 ; Gabriel & Tscharnke 2007). Les bienfaits des pratiques viticoles en agriculture biologique ont pu être mis en évidence à l’échelle des exploitations sur la diversité des arthropodes, des gains notables sur les abondances de vers de terre ou d’insectes volants, et des implications positives pour les populations d’oiseaux insectivores (Kragten *et al.*, 2011). D’autres travaux ont ensuite révélé des bénéfices semblables pour les écosystèmes forestiers situés en bordure d’exploitations viticoles gérées en agriculture biologique (Caprio *et al.*, 2015).



© Philippe Massit / OFB

Illustration 13 : *Sphinx gazé* ou *spinx du chèvrefeuille* (*Hemaris fuciformis*). Une étude a été menée en France, de 1989 à 2010 sur 54 cultures agricoles par des chercheurs du CESCO de l’université d’Orléans et de l’INRA (Deguines *et al.*, 2014) qui a démontré l’importance cruciale des polliniseurs pour les terres agricoles en France : 95 % des cultures de courges, de melons et de kiwis ainsi que 65 % des cultures de cerises, de mûres et de poires dépendent directement de ces précieux insectes polliniseurs. Plus généralement, ils assurent le maintien d’une biodiversité variée.

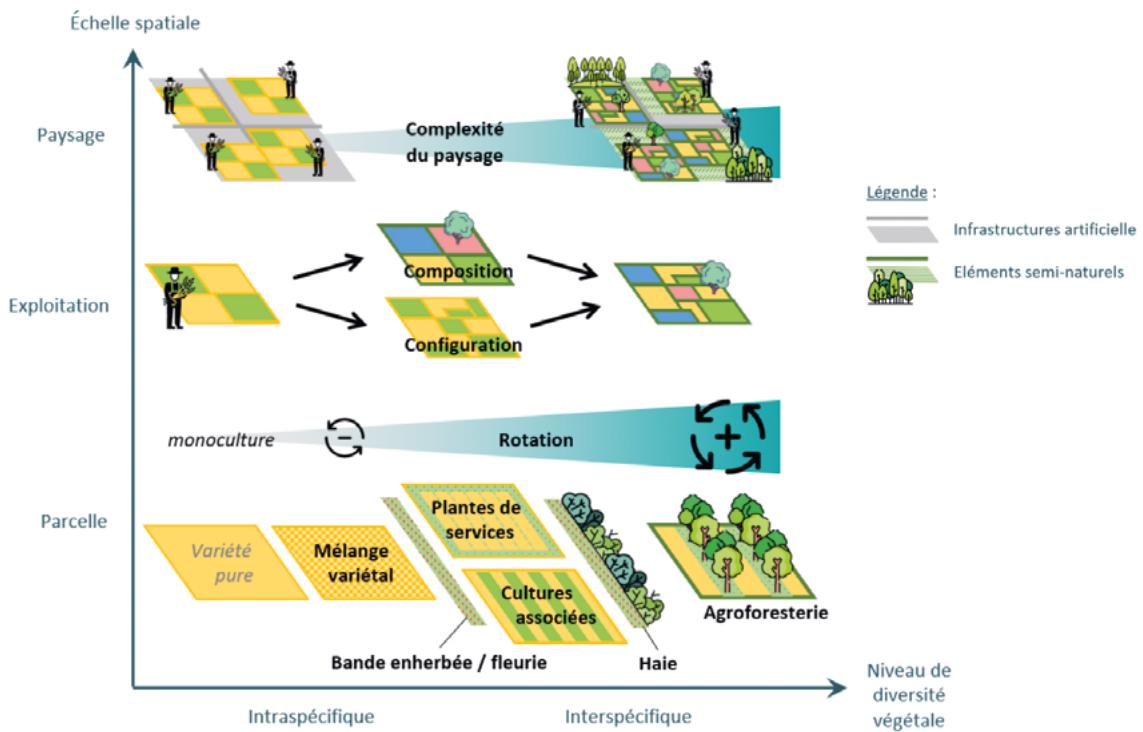
Les vertus de l’agriculture biologique pour les aspects biodiversité, si elles sont globalement avérées, ne sont toutefois pas systématiques, compte tenu de certaines de ses implications actuelles en matière d’usage de substances actives autorisées ; des améliorations restent à y intégrer pour limiter les perturbations qu’elles induisent.

Un facteur souvent avancé comme étant limitant pour la transition vers l’agriculture biologique est la question des rendements. Toutefois, des travaux récents indiquent que pour une large gamme de cultures, la différence avec l’agriculture conventionnelle n’est pas significative, et que, par ailleurs, des marges de manœuvre importantes existent pour améliorer les rendements en agriculture biologique, **notamment par la diversification végétale à l’échelle locale** (Ponisio *et al.*, 2015 ; Tibi *et al.*, 2022, cf. Figure 28). Dans le même esprit, il a été par exemple estimé, à partir d’évaluations menées sur près de mille exploitations françaises du réseau DEPHY de fermes pilotes économies en pesticides, que l’utilisation totale de ces derniers sur les terres arables pouvait être réduite de plus de 40 % dans près de deux tiers des exploitations, sans effets négatifs sur la productivité et la rentabilité (Lechenet *et al.*, 2017). Dans les trois quarts des exploitations investiguées, une faible utilisation de pesticides ne compromettait pas une productivité et une rentabilité élevées. Des résultats

comparables ont été obtenus sur les fermes viticoles DEPHY (DEPHY, 2023), avec par exemple des fréquences de traitement diminuées de 40 % pour les herbicides, sans préjudice de rendement.

Figure

28



Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles.

D'après Tibi, A. et al., 2022. Synthèse du rapport d'ESCo, INRAE

Plus largement, **plusieurs facteurs expliquent la dépendance aux pesticides des systèmes agricoles actuels**. La simplification des systèmes de cultures et la spécialisation des régions agricoles sont à l'origine de l'émergence d'une résistance plus forte des bioagresseurs qui a rendu en retour, tel un cercle vicieux, l'utilisation des pesticides incontournable. Tant que l'on ne prend pas en compte les coûts liés aux externalités négatives des pesticides, ceux-ci représentent une solution simple, rapide et moins chère pour lutter contre les bioagresseurs. L'augmentation de la taille moyenne des exploitations (69 ha en 2020 pour 55 ha en 2010 - Recensement agricole 2020) et la baisse du nombre d'actifs en agriculture (660 000 ETP en 2020 pour 740 000 ETP en 2010 - Recensement agricole 2020), elles-mêmes conséquences de la simplification des systèmes, augmentent d'autant plus la dépendance des systèmes agricoles aux PPP. Enfin, la majorité des acteurs des filières ont adapté leur activité à un contexte d'utilisation de PPP (en amont : équipements, services ; en aval : cahier des charges des entreprises agroalimentaires, etc.) (Jacquet et al., 2022).

Pour éviter l'utilisation des PPP en agriculture, il s'agit donc de modifier en profondeur les systèmes de production qui sont aujourd'hui construits autour de l'utilisation de ces substances pour atteindre une production maximale et/ou une qualité de produit voulue. Il s'agit de mettre en place des systèmes agroécologiques, en plaçant la biodiversité et l'écologie au cœur de la reconception des systèmes agricoles. L'agroécologie s'appuie sur les processus écologiques et la diversité pour empêcher l'apparition ou le développement des bioagresseurs, sans PPP, et repose sur les stratégies suivantes : 1) Diversification des rotations (ex : alternance cultures d'hiver et cultures de printemps, mise en place de cultures de familles différentes), assolements (ex : mise en place de cultures nécessitant peu ou pas d'intrants) et paysage (mise en place d'éléments paysagers, autrement appelés « infrastructures agroécologiques ») ; 2) Diversification des variétés et des espèces cultivées au sein des parcelles (ex : association de cultures) ; 3) Travail du sol simplifié (agriculture dite de « conservation »).

De nombreux autres leviers peuvent aussi être mis en place en fonction des cultures (ex : retard de la date de semis pour les céréales d'hiver, diminution de la nutrition azotée, implantation de cultures pour leurs effets naturels herbicides (allélopathie), etc.).

L'aménagement du paysage agricole confère des opportunités importantes pour minimiser à la fois la nécessité d'utilisation de phytopharmaceutiques et les transferts de polluants. Des éléments de paysage comme les bandes fleuries, haies, bosquets, empreints de végétation semi-naturelle, permettent le développement d'organismes ennemis naturels des ravageurs de cultures ou des mauvaises herbes, désignés sous le terme « d'auxiliaires de cultures ». Dans une note récente, le Comité National de la Biodiversité soulignait toutefois que les mesures dites ZNCA (zones non cultivées adjacentes, servant d'habitats à de nombreux arthropodes non cibles et à une flore non cible) ne sont pas appliquées, alors qu'elles sont requises depuis 2011 lors des procédures d'autorisation de mise sur le marché (AMM) des PPP (CNB, 2024). Notons aussi que ces éléments du paysage ont un rôle positif dans le cycle de l'eau (rétenzione de l'humidité, limitation du ruissellement et de l'érosion des sols...), qui va dans le sens d'une meilleure gestion des sols, diminuant leur vulnérabilité aux aléas et donc le besoin de recourir aux intrants chimiques, avec un effet « tampon » permettant également une limitation des transferts polluants vers les milieux aquatiques (cf. § 3.3.3).

La diversification des cultures elles-mêmes constitue un atout semblable (Tibi et al., 2022). Comme l'illustre la figure 28, elle peut être mise en œuvre à différentes échelles (parcelle, exploitation, paysage) et mobiliser la diversité au niveau d'une même espèce (mélange variétal), ou intégrer de multiples espèces via l'introduction d'éléments semi-naturels (bandes fleuries, haies, agroforesterie...). Le lien est positif et fort entre diversité végétale interspécifique et régulation naturelle des bioagresseurs/ravageurs de cultures, en particulier lorsque sont utilisés des couverts végétaux d'interculture. Les cultures associées ou en relais, les plantes compagnes et les systèmes agroforestiers sous ombrage sont aussi associés à une augmentation du contrôle des bioagresseurs. La diversification peut s'envisager spatialement dans l'agencement des divers éléments cultivés, ou temporellement via la rotation des cultures.

À la lumière de tous ces éléments, nous constatons que la question n'est plus seulement de favoriser la biodiversité par la réduction de l'usage des intrants chimiques dans les agrosystèmes. Elle consiste avant cela à mettre en place, à large échelle, des conditions permettant une restauration résiliente de la régulation naturelle de la biodiversité (et des bioagresseurs), préalable nécessaire pour espérer parvenir à une réduction significative du recours à ces intrants... On aboutit ici à une forme de raisonnement circulaire, qui signe en fait une incompatibilité structurelle entre stratégie chimique de protection des cultures d'une part, et agriculture durable du point de vue environnemental d'autre part, appelant la reconception en profondeur des systèmes de productions actuels.

Parmi les initiatives pour sortir de ce cercle vicieux, mentionnons le projet R2D2⁴³, visant la restauration de la régulation naturelle et l'augmentation de la robustesse des systèmes de culture des plateaux de Bourgogne pour une réduction durable de la dépendance aux insecticides. Le principe est une combinaison de leviers agronomiques à la parcelle et d'aménagements paysagers pour favoriser les insectes auxiliaires et défavoriser les ravageurs de culture. La finalité est d'essayer de passer d'une gestion des ravageurs chimique, individuelle et curative à la parcelle à une gestion concertée, préventive à l'échelle d'un territoire combinant l'agronomie aux principes de la lutte biologique par conservation.

En parallèle, de fortes dynamiques de réduction de l'usage d'antibiotiques dans les élevages se sont fait jour ces dernières années, essentiellement motivées par leur rôle dans l'émergence de l'antibiorésistance en pathologie humaine. Les plans nationaux Écoantibio, illustration emblématique de l'approche One health / Une seule santé, ont en effet enregistré des progrès notables en matière de réduction des usages par les professionnels de l'élevage (MASA, 2017), sans impact négatif notable sur la productivité.

Concernant les médicaments vétérinaires déjà sur le marché, comme précisé récemment par l'INRAE (Rostang et al., 2023), près de vingt molécules antiparasitaires ont été identifiées comme substances extrêmement

43. <https://www.terresinovia.fr/web/institutionnel/-/r2d2>.

préoccupantes par la réglementation européenne. À ce jour, il n'y a pas eu de retrait d'autorisation de mise sur le marché (AMM) pour ces substances, mais certaines sont sous investigation, notamment pour mieux préciser leur impact environnemental en conditions réelles, et pour évaluer les alternatives disponibles en cas de retrait.

Des travaux de recherche indiquent par exemple que les abeilles peuvent être soumises à des voies d'exposition nouvelles et méconnues à ces produits, et démontrent que leur application dans l'élevage peut affecter la survie des pollinisateurs (Mahefarisoa *et al.*, 2021). Ils concluent que les pollinisateurs devraient être considérés comme des espèces non ciblées dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement avant leur autorisation de mise sur le marché.

Des précautions particulières d'emploi sont apparues sur les notices de ces médicaments, précisant l'écotoxicité spécifique de ces molécules, et les organismes non cibles qui sont touchés, ainsi que certaines restrictions d'usage (comme la restriction d'accès aux cours d'eau pendant une période donnée). Malheureusement, pour certaines indications, notamment concernant les traitements insecticides ou acaricides, il n'existe pas d'alternative crédible qui ne soit pas très toxique pour l'environnement. **De ce fait, un usage le plus raisonnable doit être promu, tout particulièrement pour ces molécules.**

L'utilisation de produits biocides en agriculture (désinfectants et insecticides en élevage, protection des stocks de denrées par des rodenticides...) ne fait pas l'objet de suivi environnemental spécifique, en dépit des volumes importants probablement impliqués ; il serait souhaitable de lever aussi le voile sur ces pratiques, en reconSIDérant cet aspect dans le cadre des futures évolutions des politiques publiques agro-environnementales.

De façon globale, la diminution des produits nocifs à la biodiversité qui sont utilisés en agriculture intensive conventionnelle doit s'inscrire dans une démarche intégrée de transition agroécologique, et donc dans une véritable stratégie d'ensemble d'amélioration des performances environnementales de l'agriculture.

Des scénarios de transition ont pu être mis sur la table ces dernières années pour de telles démarches intégrées, à l'instar de Afterres2050 proposé par l'association Solagro⁴⁴, ou encore dans le cadre du ShiftProject pour une agriculture bas carbone, résiliente et prospère⁴⁵.

Les activités économiques industrielles et artisanales

Pour les acteurs économiques, industriels ou artisans, de réelles démarches de sobriété chimique relèvent avant tout de l'écoconception des produits, ou du recours à des produits écoconçus, aspect déjà discuté plus haut (cf. § 3.1.2). La substitution par des alternatives moins toxiques, des produits utilisés par les PME et artisans fait notamment l'objet d'aide de la part des agences de l'eau, dans le cadre des opérations collectives.

S'agissant des sites industriels eux-mêmes, la réduction effective des émissions polluantes dérive le plus souvent d'un diagnostic préalable quant à la composition chimique des rejets concernés. En pratique, l'encadrement réglementaire de tels diagnostics est une donnée incontournable pour impulser des évolutions dans la gestion des flux polluants associés aux sites industriels. En France, les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) sont celles qui sont identifiées par la réglementation comme pouvant avoir des impacts substantiels (pollution de l'eau, de l'air, des sols...) et présenter des dangers (incendie, explosion...) et inconvénients (odeurs, bruits...) significatifs sur l'environnement. Pour ces raisons, elles sont soumises à des réglementations spécifiques. Les ICPE industrielles représentent environ 80 % des quelque 500 000 ICPE implantées en France. Sur la base des résultats de la surveillance menée au titre de la circulaire dite « RSDE-ICPE » (MTECT, 2017), et en cas de dépassement des normes de rejet, les industriels doivent mettre en place des études technico-économiques et des plans d'action de réduction des émissions ad hoc, ayant pour bienfaits attendus l'amélioration des processus de production (diminution des fuites polluantes, substitution de substances par d'autres moins nocives), et/ou de traitements épuratoires des rejets.

44. <https://afterres2050.solagro.org/decouvrir/scenario/>.

45. <https://theshiftproject.org/wp-content/uploads/2024/11/RF-Agri-Rapport-Complet-DEF.pdf>.

Le secteur du soin

Le secteur de la santé, notamment de par son recours intensif aux produits pharmaceutiques et biocides, constitue une autre cible importante pour l'optimisation de certaines pratiques, et pour l'écologisation de l'usage de produits nocifs pour la biodiversité. Durant la décennie 2010-2020, différents projets locaux, associant scientifiques et praticiens du monde médical (Laquaz & Di Majo, 2015 ; Basilico et al., 2022) ont restitué des retours d'expérience sur des méthodologies opérationnelles pour optimiser l'usage de ces produits (cf. Figure 29).

Figure

29



Schéma auto-évaluatif proposé en milieu hospitalier dans le cadre du projet Rilact, en vue d'optimiser l'approvisionnement et l'usage des produits de nettoyage et de désinfection

Pour exemple, les changements opérés par le pôle de santé d'Arcachon entre 2013 et 2017 se sont traduits par une forte diminution de la consommation de produits de désinfection, passée de 5 800 kg à 2 500 kg par an (Cazals et al., 2019).

Une synthèse parue en 2022 dans une revue dédiée aux professionnels de la santé a exploré les opportunités et limites d'intervention des médecins et pharmaciens en termes de réduction de l'empreinte écotoxique de leurs activités (Valadaud et al., 2022). Des marges de manœuvre importantes existent vraisemblablement, en termes de sobriété médicamenteuse. Ainsi, en France, 90 % des consultations de médecine générale aboutissent à une prescription médicamenteuse, contre 83 % en Espagne, 72 % en Allemagne, et seulement 43 % aux Pays-Bas (Darmon et al. 2015). Des dynamiques inspirantes se font jour dans certains pays, comme la mise en œuvre de stratégies de « déprescription », visant à maîtriser la surconsommation de médicaments soumis à prescription obligatoire, notamment pour les populations âgées (Berger, 2023). Un réseau dédié de médecins, soutenu par les autorités sanitaires, existe par exemple déjà au Canada (<https://www.deprescribingnetwork.ca/>).

Ici encore, il serait souhaitable de promouvoir davantage ces retours d'expérience, par exemple dans le cadre de la formation des acteurs de la santé promue au travers des plans nationaux Santé Environnement⁴⁶, en mettant en avant les aspects écotoxicologie et écologisation des pratiques, et en s'appuyant sur les expériences pédagogiques pionnières qui existent en la matière⁴⁷.

46. Cf. son action n°5 : « Approfondir les connaissances des professionnels sur les liens entre l'environnement et la santé ». 47. <http://www.graie.org/mediates/projet.html>.

3.3 - Les outils de diagnostic et de gestion des pollutions écotoxiques

3.3.1 Fiabilité du diagnostic : des progrès à accomplir pour diverses catégories d'acteurs

Les finalités principales du diagnostic peuvent se définir ainsi :

- identifier / prioriser les enjeux de biodiversité associés aux impacts polluants ;
- rechercher / révéler les sources de pollutions conduisant à ces impacts ;
- décrire et comprendre le champ des contraintes et opportunités sociotechniques ou environnementales qui conditionnent la gestion de ces pollutions.

Du côté des gestionnaires de l'environnement : sécuriser et renforcer l'acquisition de nouvelles données représentatives de la présence et de l'impact des contaminants dans l'environnement

Ce sont les données de la **surveillance chimique environnementale** (qu'il s'agisse de mesures de la contamination – milieux et espèces – ou de ses effets), qui forment à ce jour, et probablement pour longtemps encore, le socle de l'évaluation réglementaire de l'état des écosystèmes au regard des pressions polluantes. Sur ce socle s'établissent les diverses interactions des pouvoirs publics et des agences avec les acteurs des territoires (industrie, profession agricole, collectivités...) en vue de préserver de la pollution les ressources naturelles et la biodiversité, sur les courts et longs termes. Dans le cadre des plans de gestion des districts hydrographiques français (ou « SDAGE »), par exemple, ces données sont mobilisées (aux côtés d'autres types d'informations) pour établir les risques de non-atteinte des objectifs environnementaux de la DCE, pour établir les priorités d'intervention sur les bassins versants, et pour argumenter des actions de réduction des pollutions auprès des acteurs locaux. De façon analogue, pour la mise en œuvre de la directive cadre stratégie milieux marins (DCSMM), ces données permettent d'évaluer l'atteinte de certains objectifs environnementaux.

Ces données sont également rapportées à la Commission européenne afin d'évaluer la conformité de la mise en œuvre par les États membres des directives environnementales et l'efficacité des politiques de l'Union européenne. Elles peuvent aussi être mises à profit, et devraient d'ailleurs l'être davantage, pour alimenter périodiquement les évaluations de risques associés à la mise sur le marché de produits chimiques, comme cela est prévu dans le cadre du partenariat de recherche européen PARC⁴⁸, ou du dispositif de phytopharmacovigilance (PPV) animé par l'ANSES⁴⁹. PPV est un dispositif de surveillance des effets indésirables des produits pharmaceutiques (PP) mis sur le marché. Il vient ainsi en complément de l'évaluation des risques menée préalablement à la délivrance des autorisations de mise sur le marché de ces produits. Il couvre la contamination des milieux, l'exposition et les impacts sur les organismes vivants, dont la santé humaine, et les écosystèmes dans leur ensemble, ainsi que les phénomènes d'apparition de résistances aux PP.

La surveillance chimique réglementaire des eaux de surface dans le contexte de la DCE, sous maîtrise d'ouvrage des agences de l'eau en France métropolitaine et des services de l'État en outremer, constitue un cadre très propice pour progresser dans l'évaluation des incidences écologiques des usages de produits chimiques, ou plus largement de la contamination de l'environnement. Une exploitation très exhaustive de ces données concernant les eaux de surface a ainsi récemment pu être réalisée par l'OFB et l'Ineris (Staub et al., 2024), qui a permis un bilan de l'évolution 2009-2020 des pressions/pratiques contaminantes en France métropolitaine pour des dizaines de substances DCE. De nombreuses conclusions ont pu en être tirées, attestant par exemple

48. European Partnership under Horizon Europe Partnership for the Assessment of Risk from Chemicals (PARC) : <https://www.eu-parc.eu/>.

49. <https://www.anses.fr/fr/content/la-phytopharmacovigilance>.

de l'efficacité des mesures d'interdiction de plusieurs pesticides, ou de la réglementation de leur usage en contexte non agricole (loi n° 2014-110, dite loi Labbé de 2014), ou encore des effets de la réduction des émissions de HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), avec un bilan plus mitigé sur les métaux. Cette surveillance chimique DCE reste toutefois très perfectible, les enjeux d'impacts sur la biodiversité aquatique n'y étant couverts que partiellement compte tenu du faible nombre de molécules suivies. Par exemple, sur la base des chiffres BNV-D 2021 (banque nationale des ventes de produits phytopharmaceutiques par les distributeurs agréés), les molécules phytopharmaceutiques autorisées qui concourent actuellement à l'évaluation DCE de la qualité des masses d'eau de surface (soit une vingtaine de molécules en tout, à comparer aux 450 molécules en vente en France) représentent moins du quart des ventes (en masse), et encore cela masque de plus grandes disparités : moins de 20 % des insecticides, moins de 4 % des fongicides (ou moins de 10 % si sont exclus le cuivre et le soufre), et la moitié des herbicides (voire moins de 30 % si l'on met de côté la grosse contribution du glyphosate).

La sécurisation de l'évaluation environnementale nécessiterait donc **l'actualisation des listes de substances chimiques à surveiller**, afin de tenir compte du risque d'impact de substances nouvellement identifiées comme potentiellement préoccupantes, dites « émergentes ». Cela peut passer par la confirmation du profil de risque de ces dernières, *via* des campagnes prospectives pilotes dédiées, menées sous contrôle qualité. En France, le réseau de surveillance prospective (RSP), animé par l'OFB, les agences de l'eau, sous le patronage du ministère de l'Écologie, tient ce rôle (Staub *et al.*, 2019), par exemple au travers de la campagne nationale relative aux perturbateurs endocriniens dans les eaux de surface qui s'est déroulée en 2024. Notons que des exercices prospectifs semblables sont menés sous maîtrise d'ouvrage du ministère de la Santé pour actualiser les paramètres à surveiller dans les eaux destinées à la consommation humaine. Des mécanismes similaires existent dans le champ de la qualité de l'air (campagne Phytatmo d'Atmo France⁵⁰) et des sols (Froger *et al.*, 2023), et seraient sûrement nécessaires dans le cadre de la toxicovigilance menée sur la faune sauvage terrestre.

Des rapprochements entre ces diverses démarches sont à consolider, et sont déjà entrepris dans le cadre de la gouvernance de la phytopharmacovigilance⁵¹ (pilotage ANSES).

Il est cependant clair que l'ensemble de ces activités de suivi gagneraient encore en efficacité si elles étaient menées dans le cadre contraint d'une surveillance réglementaire plus systématisée en aval immédiat de la mise sur le marché des substances, comme cela est régulièrement appelé de ses vœux par la communauté scientifique s'agissant des pesticides (Vijver *et al.*, 2017). La situation dans laquelle se retrouvent scientifiques et administrations, contraints d'élaborer *via* des financements publics importants et sans contribution des metteurs en marché, des stratégies de mesure pour mettre en lumière, *a posteriori* et souvent trop tardivement, la présence significative dans l'environnement de résidus chimiques, invite en effet à repenser le système en place.

S'agissant de certains compartiments environnementaux pour lesquels les méthodes de mesure sont moins avancées que pour l'eau, et les données encore trop rares ou dispersées (sols⁵², faune, végétation, air...), il est urgent d'organiser le croisement des dynamiques de recherche⁵³ avec les besoins prospectifs des ministères et des agences nationales. Le statut des sols agricoles en tant que réceptacles du recyclage de matières issues de nombreuses activités humaines devrait par exemple justifier une démarche conséquente et systématique de campagne prospective. Il est en effet flagrant de constater aujourd'hui la pauvreté des outils réglementaires et de suivis dans le domaine des **sols** (et écosystèmes terrestres). **C'est l'ambition de la future directive relative à la surveillance et à la résilience des sols** (COM, 2024b), en cours de négociation au niveau des instances européennes. La SNB 2030 fait écho à ces orientations, au travers de sa mesure 26 « Protéger et restaurer nos sols », en y promouvant le renforcement des programmes permettant de surveiller les produits phytopharmaceutiques et la biodiversité des sols, en s'appuyant sur le réseau national de mesure de la qualité des sols (RMQS), et la facilitation de l'utilisation de ces mesures par des tiers.

50. <https://www.atmo-france.org/article/phytatmo>.

51. <https://agriculture.gouv.fr/la-phytopharmacovigilance-un-dispositif-de-surveillance-des-effets-indesirables-des-produits>.

52. Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS).

53. Cf. Réseau RNEST (Réseau national d'expertise scientifique et technique sur les sols).

Des marges de progrès importantes restent aussi à réaliser en matière de surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les écosystèmes. En effet la transposition des obligations de surveillance issues de la directive européenne relative à la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphérique (COM, 2016) reste très partielle en France, notamment concernant les écosystèmes de cultures ou de prairies, qui ne sont pas représentés dans les données rapportées par le réseau de surveillance national (Williamson et al., 2023).

Il apparaît nécessaire également de soutenir l'effort engagé vers le transfert en surveillance de techniques innovantes plus représentatives des expositions et impacts (par exemple, la matrice biote, les échantillonneurs passifs, les méthodes de biosurveillance⁵⁴, l'analyse chimique non ciblée), qui permettent le cas échéant de complémenter et d'affiner le diagnostic, et donc de sécuriser la décision d'investissements en matière de préservation ou de remédiation de la qualité des milieux (Niarchos et al., 2024).

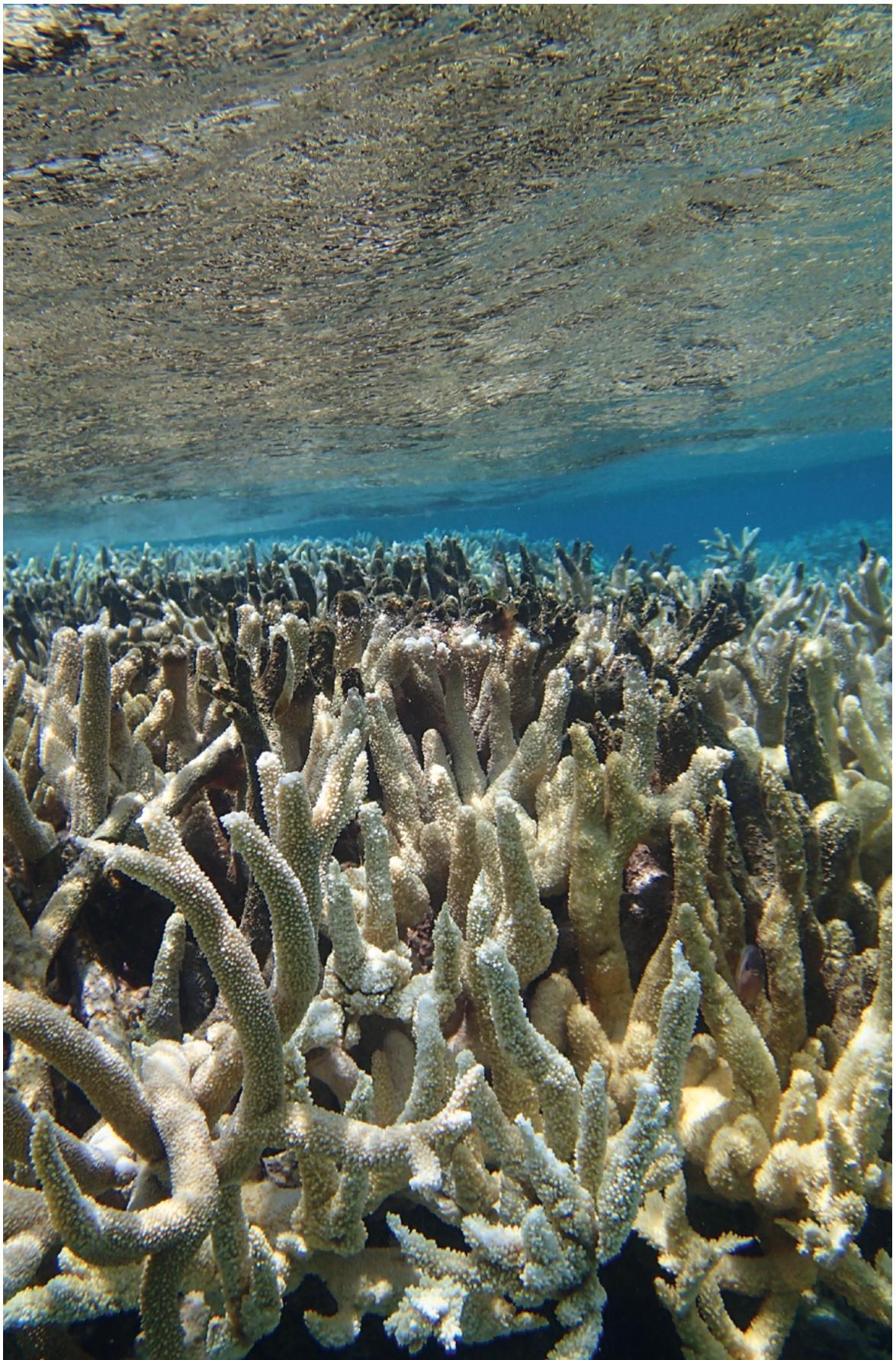
Une innovation notable d'importance croissante en surveillance des milieux consiste dans la caractérisation de leur biodiversité par séquençage génétique de l'ADN prélevé dans l'environnement (« ADN environnemental », cf. Poulet & Basilico, 2019). Par rapport aux investigations taxonomiques classiques, ces techniques offrent l'avantage de balayer à haute cadence un spectre beaucoup plus large d'espèces, et pour un coût très limité. Leurs résultats sont toutefois à interpréter avec précaution, car ils sont susceptibles de refléter des réalités archivées depuis des décennies (notamment dans les sols), ne correspondant pas nécessairement à l'état de la biodiversité au moment des prélèvements (Köninger et al., 2023).

Il faut aussi accroître la capacité d'archivage des informations des contaminations actuelles et futures, pour en tracer objectivement l'évolution. Le plan Ecophyto 2+ rappelait opportunément des priorités semblables pour la recherche, s'agissant des pesticides agricoles. Il est important de ne pas limiter ces ambitions à cette seule famille de micropolluants. Au niveau européen, le réseau de laboratoires Norman (<https://www.norman-network.com/nds/>), entre autres activités, agrège de très nombreuses et précieuses informations en la matière, via EMPODAT, sa base de données géoréférencées de surveillance et de biosurveillance des substances émergentes dans les matrices eaux, sédiments, biotes, sols, boues d'épuration et air.

Pour finir, une meilleure et plus étroite intégration entre les efforts de surveillance axés d'une part sur les substances chimiques, et d'autre part sur la biodiversité, dans tous les compartiments environnementaux, serait cruciale pour permettre l'établissement de liens clairs entre l'exposition à des substances chimiques ou à des mélanges particuliers et les effets sur le vivant *in natura*. La DCE, en couplant surveillances de substances chimiques et d'organismes aquatiques, a offert, partiellement, ce type d'opportunités. Le récent plan national Pollinisateurs (2021-2026), qui met en avant le soutien aux actions d'inventaires d'insectes pollinisateurs, pourrait aussi constituer un levier pour le croisement d'observations chimiques et biologiques. Dans une optique semblable, la toute récente SNB 2030 promeut une surveillance écotoxicologique accrue sur la faune et la flore terrestres et aquatiques, intégrée aux divers plans d'action relatifs aux espèces menacées⁵⁵. Cette intégration peut contribuer à la mise en place de systèmes d'alerte précoce en cas de pollution, de perte de biodiversité régionale et/ou d'altérations des écosystèmes liées à la pollution, ainsi qu'à identifier de nouvelles stratégies pour contrecarrer ces pertes.

Dans le même esprit, l'ANSES a expressément recommandé en 2023 de créer ou de renforcer la surveillance et le suivi des substances chimiques ayant un impact sur les récifs coralliens. Compte tenu des différentes aires de répartition des coraux, elle préconise d'intégrer cette surveillance aux conventions de protection du milieu marin applicables aux zones marines concernées.

54. Cf. par exemple l'appel à projets 2023 de l'OFB « Biosurveillance des milieux aquatiques et rejets aqueux » <https://ofb.gouv.fr/financements/lancement-de-appel-a-projets-biosurveillance-des-milieux-aquatiques-et-rejets-aqueux>.
55. Mesure 29 : Intégrer l'approche *Une seule santé* dans les politiques publiques et dans les territoires, action n°1.



© Alexandra Gigou / OFB

Illustration 14 : Les coraux, maillon écosystémique fondamental, très vulnérables aux pollutions, et nécessitant une surveillance accrue. Récif corallien de Rani, Mayotte

Au niveau des acteurs territoriaux. Consolider l'expertise intégrée du risque en matière de pollutions chimiques

L'échelle territoriale, et ses collectivités, forment un maillon essentiel de la lutte contre les micropolluants. Il revient aux acteurs et experts locaux d'établir un diagnostic des enjeux de pollution, ainsi que la *priorisation* et la mise en œuvre des actions de lutte contre ces pollutions. Ces actions découlent seulement en partie des données de surveillance chimique évoquées au chapitre précédent. Ces dernières doivent aussi être confrontées aux réalités du terrain qui sont révélées par l'expertise locale : connaissances des pressions, historiques de pollutions ou d'intoxications, enjeux de gestion de ressources et milieux patrimoniaux, contexte socio-économique local relatif à l'usage de substances chimiques, leviers économiques ou sociétaux. À cet égard, il semble que les expertises suivantes devraient être confortées à l'avenir, et leur mutualisation au niveau local apporter des bénéfices significatifs :

→ Connaissances des pressions chimiques, constats de pollutions ou d'intoxications, par exemple :

- Déclinaison de la BNV-D aux échelles communales et impacts associés. Des travaux récents ont par exemple pu, sur cette base, identifier les mélanges de pesticides les plus probables à l'échelle locale en France métropolitaine (Cairo *et al.* 2024) ;
- Prise en compte des constats de la police (environnement et douane) en matière d'infractions par pollution et trafic de produits phytopharmaceutiques ;
- Prise en compte des observations issues de la toxicovigilance sur la faune sauvage, des constats d'effets non intentionnels de l'usage des phytos, des mortalités d'abeilles... ;
- Prise en compte des données issues des actions RSDE-ICPE et RSDE-STEU. En particulier, la circulaire ministérielle RSDE-STEU (2016), qui prescrit aux collectivités des activités de monitoring chimique des eaux usées et l'élaboration de plans d'action de lutte contre leur pollution, a conduit ces dernières années de nombreux territoires urbains à monter en compétence en matière de diagnostic des sources de micropolluants. L'Astee a réuni de nombreux éléments de référence à cet égard⁵⁶ ;
- Prise en compte des données relatives aux sites et sols pollués.

→ Prise en compte des enjeux en matière de captages des eaux destinées à la consommation humaine, et des éléments issus des diagnostics de pression sur les aires d'alimentation de captage, en articulation avec les nouvelles obligations induites par la directive eau potable 2020/2184/UE, consistant à mettre en œuvre des plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux, en lien avec la nouvelle compétence obligatoire de préservation des ressources sensibles pour les collectivités (cf. § 3.3.2. p. 113 « **Le recours à la réglementation** »).

→ Prise en compte des diagnostics relatifs à la qualité des milieux menés dans les cadres DCE et DCSMM, et dans les espaces protégés (exemple : aires marines protégées, zones Natura 2000, etc.).

→ Prise en compte des informations générées par le tissu associatif local, le cas échéant stimulées par des procédures de gestion participative des citoyens pour l'élaboration des politiques publiques locales.

→ Expertises pollution issues des projets de recherche locaux.

→ La participation des acteurs et agents des territoires à des réseaux d'échanges nationaux ou régionaux sur les sujets relatifs aux différentes pollutions, tels que ceux animés par les associations Astee⁵⁷, Amorce⁵⁸, ou le Graie⁵⁹ sur le bassin Rhône-Alpes, Arceau⁶⁰ en Île-de-France ou Ceseau⁶¹ en Nouvelle-Aquitaine, peut également s'avérer précieuse pour s'enrichir des expériences des autres territoires.

56. Cf. le site : <https://www.astee.org/publications/synthese-de-recommandations-rsde-diagnostic-vers-lamont/>.

57. Association scientifique et technique pour l'eau et l'assainissement. <https://www.astee.org/>.

58. Réseau national des territoires engagés dans la transition écologique. <https://amorce.asso.fr/>.

59. Pôle Eau et Territoires <https://asso.graie.org/>.

60. Structure de valorisation des recherches, expérimentations et actions innovantes dans le domaine de l'eau, réalisées sur le territoire de la région Île-de-France. <https://arceau-idf.fr>.

61. Préservation de la ressource en eau souterraine en Nouvelle-Aquitaine. <https://www.ceseau.org/>.

Par ailleurs, dans le cadre de l'appel à projets « Micropolluants des eaux urbaines » lancé en 2013 par le ministère de l'Écologie, l'OFB et les agences de l'eau, certains territoires se sont emparés de l'activité de **diagnostic des pollutions de leur environnement au travers de démarches d'innovation, techniques ou sociétales**. Parmi les treize projets territoriaux retenus, une grande partie avait mis l'accent sur la mise en place d'un cadre de gouvernance intégrant les parties prenantes, sur l'information, la consultation ou la participation du public, la sensibilisation, la formation et l'accompagnement des acteurs (entreprises, collectivités...) et des citoyens dans les changements escomptés. La mise en place d'un dialogue entre les acteurs du territoire (y compris les élus) dont les activités ont un impact sur la qualité de l'eau favorise la construction d'un diagnostic partagé, et la formulation de propositions d'actions, dans une démarche de transparence et d'équité quant aux efforts à fournir par chacun. Cette étape de dialogue est importante pour faciliter l'appropriation du projet par les parties concernées, et préparer les prises de décisions.

Les retours d'expériences des projets « Micropolluants des eaux urbaines » concernant la phase de diagnostic sont centralisés sur le portail professionnel de l'OFB⁶², et ont pu être synthétisés dans un ouvrage dédié (Staub *et al.*, 2022).

Au niveau des pouvoirs publics nationaux. Mieux formaliser, puis partager plus visiblement les enjeux prioritaires en termes d'incidence des activités polluantes

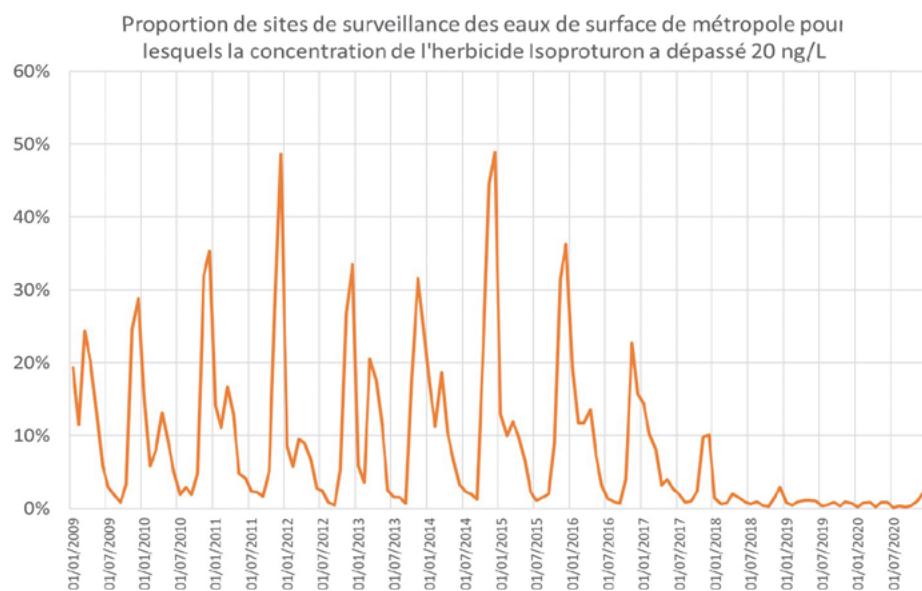
Comme exprimé plus haut, les pollutions chimiques sont responsables de multiples atteintes aux fonctionnalités des écosystèmes et à la biodiversité, ainsi qu'aux activités économiques, et nécessitent des anticipations associées à ces méfaits dans le cadre du changement global.

Les données de surveillance chimique environnementale, ainsi que les diverses évaluations de risques polluants produites au sein des plans de gestion des bassins ou des territoires, pourraient permettre de constituer des bilans périodiques au niveau national, afin de documenter l'évolution des altérations mentionnées ci-dessus.

Cela pourrait se faire sur la base d'indicateurs de pressions et d'impact établis de façon consensuelle, et susceptible d'évoluer pour tenir compte de l'avancée des connaissances. Un tableau de bord national des pollutions permettrait de fonder objectivement les orientations nationales en matière de lutte contre les pollutions, qu'il s'agisse de problématiques liées aux pratiques de consommation (plastiques, médicaments, cosmétiques, détergents...), aux activités industrielles, agricoles (phytosanitaires, produits vétérinaires...).

Figure

30



Exemple d'indicateur agrégant, au pas de temps mensuel, l'ensemble des résultats de France métropolitaine de la surveillance des pesticides en eaux de surface (ici l'herbicide isoproturon), dont les mesures sont effectuées sur le réseau de contrôle de la directive cadre sur l'eau (DCE). L'indicateur restitue finement la saisonnalité de l'usage de l'isoproturon, ainsi que l'effet de l'interdiction définitive de la molécule en 2017. D'après Staub *et al.*, 2024

62. Cf. les pages thématiques dédiées <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/778>.

Ce chantier pourrait trouver son assise initiale dans la centralisation de divers dispositifs existants : rapports chimiques et exploitation des données de surveillance DCE (cf. Figure 30) et DCSMM, états des lieux des SDAGE, état de l'environnement restitué par le ministère de la Transition écologique, indicateurs de l'observatoire national de la biodiversité (ONB), inventaires d'émissions DCE et pour la qualité de l'air, indicateurs de suivi de divers plans nationaux (note de suivi Écophyto, Écoantibio, captages d'alimentation en eau potable dans le cadre du PNSE...), réseau SAGIR d'investigation sur les mortalités/morbidités de la faune sauvage, phytopharmacovigilance, exploitations RSDE, indicateurs qualité des aires naturelles protégées... Une analyse des lacunes significatives en termes de connaissances pourrait aussi être conduite sur ces bases, ainsi qu'un examen critique des indicateurs existants, qui se doivent de refléter de façon harmonisée, fidèle et discriminante, la large palette de risques induits sur le vivant par les différents polluants, ainsi que cela a pu par exemple être rappelé récemment s'agissant des substances actives phytosanitaires (Garnault et al., 2024).

Plus largement encore, une telle centralisation des données de surveillance environnementale peut également s'avérer précieuse pour initier ou conforter des alertes en matière de santé publique, avec une attention particulière, par exemple, à la contamination des ressources aquatiques utilisées en aquaculture, ou encore à l'imprégnation de la faune sauvage par les toxiques. À cet égard, notons l'étude récente menée à partir des données de SAGIR sur la recherche en France métropolitaine de clusters spatio-temporels de tumeurs d'origine non infectieuse chez le chevreuil européen (*Capreolus capreolus*) et le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*) (Vrécourt et al., 2023). L'utilisation des données d'un tel réseau de surveillance événementielle, dont la sensibilité reste à ce jour difficilement quantifiable et hétérogène sur le plan spatio-temporel, pose néanmoins question sur l'interprétation des données.

Enfin, dans le cadre plus général de la transition écologique et de sa dimension sociétale, ces données, une fois partagées dans la transparence, constituent aussi un gage incontournable pour l'adhésion des citoyens et des consommateurs, afin qu'ils puissent se positionner en conscience sur la juste place que doit occuper la chimie de synthèse dans leur vie, et dans la société.

À l'avenir, une expertise pourrait sans doute avantageusement être menée pour voir comment valoriser de la manière la plus cohérente possible ces diverses sources de données, voire pérenniser un observatoire, dans un contexte où les grands textes européens (issus du Pacte vert) et internationaux (CDB, ODD) définissent des objectifs de réduction explicites des usages, émissions et risques des produits toxiques à l'horizon 2030.

À cet égard, la Commission européenne a présenté à l'été 2023, lors de la réunion des autorités compétentes sur les règlements REACh et CLP, l'avancement de ses travaux sur un projet de règlement relatif aux données sur les produits chimiques. Ce projet promeut un nouveau cadre de suivi et de prospective visant à contrôler les facteurs de pollution, mesurer l'efficacité de la législation, et à évaluer la transition vers la production de produits chimiques sûrs et durables. Ce cadre pourrait peut-être constituer une opportunité politique pour concrétiser un dispositif de pilotage transversal national dans l'esprit de celui évoqué ci-dessus.

Des défis pour les chercheurs. Développer et transférer des concepts d'évaluation du risque écotoxicité à l'échelle des écosystèmes

Compte tenu du caractère insidieux et souvent invisible des processus écotoxiciques mis en jeu, la communauté scientifique a un rôle déterminant dans l'amélioration constante des diagnostics. De fait, la pertinence des actions de lutte contre les pollutions reste aujourd'hui contrainte par le fait qu'il reste encore beaucoup à comprendre des interactions complexes entre les cycles de vie des substances, ceux des produits qui les contiennent, et les différents écosystèmes et leurs biocénoses associées.

Cette complexité se traduit notamment par la difficulté de définir, et d'adopter collectivement, des critères évaluatifs quantitatifs applicables de façon cohérente aux nombreuses pressions polluantes, au service de la préservation du fonctionnement de ces écosystèmes. Il est intéressant de constater, par exemple, que les seuls indicateurs fondés sur des données de biodiversité proposés par la CDB pour évaluer l'atteinte de sa cible n° 7 (relative aux pollutions) concernent le potentiel d'eutrophisation côtière, ou bien sont basés sur les données de la liste rouge de l'IUCN, en particulier le nombre d'espèces dans chaque catégorie de risque

d'extinction (<https://www.cbd.int/gbf/targets/7/>). Aucune métrique n'y est proposée pour rendre compte des impacts écotoxiques sur les abondances des autres populations faunistiques ou floristiques, qui garantissent pourtant l'essentiel de l'intégrité des écosystèmes, ainsi que cela a pu par exemple être opportunément rappelé s'agissant du déclin des insectes (Van Klink *et al.*, 2023).

Une source d'inspiration à cet égard serait par exemple l'indice Spear (acronyme pour *SPEcies At Risk* ») décrit au § 2.3.2 sur « **L'impact spécifique du transfert vers les eaux des intrants agricoles de synthèse** », qui traduit la proportion d'individus d'espèces vulnérables aux pollutions toxiques dans la communauté des invertébrés aquatiques, en rapport avec le niveau d'activité des substances écotoxiques présentes dans le milieu.

Des travaux précurseurs ont par ailleurs indiqué ces dernières années que les informations provenant d'essais de toxicité en laboratoire largement disponibles, peuvent être utilisées pour déterminer la variation de l'abondance moyenne des espèces en fonction de l'exposition aux produits chimiques (Hoeks *et al.*, 2020 ; Oginah *et al.*, 2025).



© Philippe Massit / OFB

Illustration 15 : L'orthétrum réticulé (Orthetrum cancellatum) est une libellule qui s'observe dans les parties calmes des rivières. D'après la liste rouge européenne des Odonates, 39 % des libellules sont affectées par la pollution domestique. Vient ensuite la pollution agricole, à hauteur de 32 % et enfin, la pollution industrielle avec 12 %.

La validation de critères écologiques adaptés aux incidences écotoxiques et présentant une valence quantitative serait très importante, à terme, pour constituer des indicateurs de biodiversité opérationnellement, puis réglementairement opposables, rendant compte des nombreuses incidences des polluants, et cela aux différentes échelles de gestion. Ce type d'indicateurs, déclinés à différentes échelles, aideraient en outre à dimensionner la réduction nécessaire de consommation unitaire de ressources (par habitant, par exemple), également celle des émissions chimiques, et pour finir celle de l'exposition environnementale, dans des proportions qui permettraient à la société de rester dans un domaine sécurisé de coexistence avec la nature.

Les approches conceptuelles permettant de déterminer explicitement si une activité humaine potentiellement polluante est compatible avec la capacité de régénération de la biosphère, en tenant compte des interdépendances entre les systèmes technologiques et écologiques, et aux diverses échelles spatiales concernées par cette activité, n'en sont en fait qu'à une phase précoce de leur développement. Un premier cadre méthodologique visant à évaluer la soutenabilité environnementale absolue de la pollution chimique a déjà pu être proposé à la communauté scientifique (Kosnik *et al.*, 2022), au côté d'approches permettant de relever les défis qui en découlent. L'essor de ces outils mobilisera à la fois des modèles et des données provenant de l'ingénierie technologique, de l'évaluation des cycles de vie, de la modélisation écologique, des systèmes d'information géographique, et des progrès réalisés dans d'autres disciplines, notamment la politique, l'économie, le droit et, de façon générale, les sciences humaines et sociales.

Mais dans l'attente de tels développements fondamentaux, et de leur intégration opérationnelle, c'est bien le principe de précaution qu'il convient impérativement d'appliquer, et ce de façon plus franche qu'aujourd'hui.

Plus en aval, la production de connaissance et la recherche scientifique finalisée fournissent déjà des outils précieux aux gestionnaires de l'environnement dans leurs activités de diagnostic et d'évaluation des enjeux polluants. Il est important de sécuriser leur développement dans divers domaines essentiels, tels que :

- La connaissance des flux et des dynamiques d'émissions polluantes des activités humaines ;
- La connaissance des performances technico-économiques des solutions d'évitement (pratiques alternatives et innovantes) et de réduction des pressions polluantes ;
- La prise en compte des modifications chimiques (métabolites et produits de transformation) et des propriétés toxiques des substances selon leur environnement ;
- L'acquisition pérenne de données de terrain (contaminations et effets non intentionnels) sur des organismes sentinelles et sur les communautés (micro et macrofaunes, flore), y compris la caractérisation des effets de mélanges et des effets à long terme des polluants, en vue d'une meilleure compréhension des transferts polluants entre compartiments environnementaux, et de l'imprégnation des chaînes trophiques, ainsi que des liens entre pollution chimique et écologie fonctionnelle ou populationnelle (pathologies incluses). Cela passera nécessairement par une meilleure intégration des connaissances actuelles en matière d'écologie et d'évolution (Windsor *et al.*, 2017 ; Saaristo *et al.*, 2018).

Il est aussi urgent de construire et de stabiliser des **modèles numériques** fiables, capables d'intégrer l'ensemble de ces éléments, afin de prédire le risque toxique tout au long du cycle de vie des substances, et de cibler les priorités d'interventions des gestionnaires (en amont ou en aval de la mise sur le marché des produits), à diverses échelles. Et plus généralement, le besoin apparaît pressant de mettre au point des prédicteurs de l'intoxication de l'environnement qui soient plus représentatifs pour les différents écosystèmes, en vue de mieux gérer la mise sur le marché et les modalités d'utilisation de produits à risques. Cela est vrai qu'il s'agisse par exemple de pesticides (Halbach *et al.*, 2021 ; Weisner *et al.*, 2022) ou de produits pharmaceutiques (Aguirre-Martinez *et al.*, 2015).

Certaines études suggèrent que l'intelligence artificielle pourrait assister les évaluations environnementales réglementaires des produits, voire être plus précise et plus fiable que les tests sur les animaux pour prédire la toxicité. Elle pourrait ainsi aider les chimistes à identifier les dangers à un stade précoce de la conception de produits chimiques sûrs et durables, ou à identifier des alternatives moins toxiques aux produits existants. En outre, le regroupement, à l'aide de techniques d'intelligence artificielle, de données provenant de milliers d'études de terrain sur l'impact des polluants chimiques sur les organismes, les populations et les communautés d'eau douce, marines et terrestres, pourrait, en restant optimiste, révolutionner la gestion de l'environnement, en prédisant l'exposition et les effets en temps réel.

Il apparaît donc critique, concernant les pollutions écotoxiques et leurs cibles écologiques, que les futures politiques publiques environnementales soient dotées d'objectifs et de moyens plus ambitieux sur ces divers aspects de développement de connaissance et de méthodes, tout en fluidifiant l'accès aux données existantes, encore aujourd'hui trop largement embolisé par le secret industriel.

3.3.2 Des instruments de politiques publiques qui devraient privilégier cette séquence : d'abord prévenir, sinon réduire ; au pire, réparer

Le code de l'environnement rappelle à son article L110-1 **plusieurs principes qui fondent l'action préventive**, particulièrement signifiants en matière de sauvegarde de la biodiversité, que nous pouvons opportunément rappeler ici :

- Le principe de précaution, *selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable* ;

- Le principe d'action préventive et de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable. Ce principe implique d'éviter les atteintes à la biodiversité et aux services qu'elle fournit ; à défaut, d'en réduire la portée ; enfin, en dernier lieu, de compenser les atteintes qui n'ont pu être évitées ni réduites, en tenant compte des espèces, des habitats naturels et des fonctions écologiques affectées ; Ce principe doit viser un objectif d'absence de perte nette de biodiversité, voire tendre vers un gain de biodiversité ;
- Le principe de non-régression, selon lequel la protection de l'environnement, assurée par les dispositions législatives et réglementaires relatives à l'environnement, ne peut faire l'objet que d'une amélioration constante, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment.

Ces principes préventifs appliqués à l'environnement sont également élevés au rang de fondamentaux dans notre Charte de l'environnement nationale (promulguée en 2005, articles 3 et 5), et par le Traité sur le fonctionnement de l'Union européenne.

La réglementation et les instruments économiques constituent deux leviers complémentaires majeurs pour la prévention et la régulation des pollutions chimiques par les autorités nationales et européennes. Leur combinaison a déjà été explorée par les sciences politiques (Lascombes & Le Galès, 2005 ; Metz & Ingold, 2014). La figure 31, empruntée à un rapport de la Cour des comptes européenne (CCE, 2021), illustre diverses déclinaisons de ces deux leviers, en y ajoutant **les initiatives volontaires** des acteurs économiques en matière de régulation de leurs émissions polluantes (nous avons proposé une déclinaison élargie à l'ensemble de la société de ce dernier aspect sous l'angle de la *sobriété chimique*, au chapitre 3.2 « *Vers une sobriété chimique adaptée...* »).

Figure 31



Trois grandes approches de régulation des émissions polluantes des acteurs économiques
D'après CCE, 2021

Les instruments économiques et le principe pollueur-payeur

Les **instruments économiques**, bien qu'institués par les pouvoirs publics et encadrés par des textes réglementaires (parfois avec un caractère obligatoire, lorsqu'il s'agit de payer une taxe par exemple), sont avant tout basés sur les mécanismes du marché. Ils visent à inciter les agents économiques à modifier leurs comportements (production, consommation...), dans une optique préventive.

Il existe une grande variété d'instruments économiques en matière environnementale, néanmoins tous reposent sur le principe de modifier les paramètres de décisions ou de comportements des agents économiques (leurs coûts et bénéfices associés aux choix de production/consommation) en agissant sur des « signaux-prix » (taxes, subventions, marchés de droit à polluer...) pour les inciter à mieux tenir compte des effets (positifs ou négatifs) de leurs décisions sur l'environnement. L'idée générale qui y préside est que, grâce à un changement dans leurs coûts internes, les acteurs concernés adapteront leur comportement et contribueront à la réduction des émissions polluantes.

C'est le cas par exemple des **paiements pour services environnementaux** (PSE), dispositif contractuel permettant de rémunérer des opérateurs économiques qui exercent des activités produisant des effets externes positifs pour l'environnement (appelés aussi *externalités positives*)⁶³. Il peut s'agir de contrats conclus entre des personnes privées et la puissance publique, ou de contrats conclus entre des personnes privées uniquement – par exemple, entre agriculteurs et bénéficiaires de services environnementaux directement identifiables, telle une société privée ou une collectivité publique exploitant une source d'eau potable. À ce propos, notons que la mesure 12 « Accompagner le secteur agricole dans sa transition » de la SNB 2030 se donne pour objectif de dessiner le contour d'un dispositif de PSE favorisant l'émergence de projets centrés sur la biodiversité.

Autre modalité économique préventive, les **subventions accordées par l'État aux entreprises** qui innovent en matière de technologie à faible émission, ou allant dans le sens de l'écoconception, ou encore les primes à l'achat de telles technologies, constituent d'autres exemples.

Les aides accordées via l'« écorégime » de la Politique agricole commune (PAC 2023-2027) de l'Union européenne, aux agriculteurs engagés dans la transition agroécologique (entre 60 et 110 € par hectare et par an), économie en intrants de synthèse, constituent un autre pan structurant des subventions préventives favorables à la lutte contre les atteintes polluantes à la biodiversité. À noter que les autres aides de la PAC 2023-2027 sont également conditionnées au maintien dans les exploitations d'une proportion minimale d'éléments de paysage en surface arable favorables à la biodiversité et vierges d'intrants chimiques (jachères, cultures dérobées pour la production de grains ou de fourrage).

Les consommateurs, qui consentent à un surcoût pour l'achat de produits *bio*, avec la visée d'encourager des pratiques agricoles moins polluantes en pesticides, agissent, à leur échelle, de façon comparable.

Des taxes peuvent par ailleurs être instaurées par les pouvoirs publics, comme contrepartie de l'autorisation d'exercer des activités polluantes : c'est alors l'acceptation économique du « **principe pollueur-payeur** » qui est mis en œuvre. L'efficacité de telles transactions repose sur la compatibilité entre, d'une part, l'intérêt économique de l'opérateur à maintenir son activité, et d'autre part un évitement de pollution en quantité suffisante pour éliminer ses effets néfastes, notamment sur la biodiversité.

Le principe pollueur-payeur a été analysé comme faisant face, dans la période contemporaine, à diverses résistances et insuffisances dans sa mise en œuvre (Drobenko, 2021). Pour autant, la gestion publique des externalités environnementales négatives associées à la pollution en France est aujourd'hui en large part assurée grâce à la mise en œuvre d'instruments économiques rattachés à ce principe, promus à cette fin dès 1972 par l'OCDE.

63. Les externalités positives qui bénéficient à l'ensemble de la société ou à un territoire, comme la restauration ou le maintien de la biodiversité grâce à certaines pratiques agricoles (plantage de haies), ne sont pas prises en compte par le marché (et les transactions marchandes) ; pendant des externalités négatives (pollutions), qui ne sont pas non plus prises en compte par le marché.

Il s'agit d'un des principes essentiels qui fondent les politiques environnementales dans les pays développés. Il fut officiellement adopté par l'Union européenne en 1987⁶⁴, intégré dans l'ordre juridique national en 1995⁶⁵, puis constitutionnel en 2004⁶⁶.

Dans leur conception, les outils économiques basés sur ce principe répondent au besoin d'incitation à ne pas polluer, c'est-à-dire à mettre en place des actions préventives à la charge de l'émetteur de pollution. La logique de ces outils consiste à faire porter les mesures là où une réduction de la pollution peut être réalisée au meilleur compromis coût/efficacité.

En pratique, les taxes pour pollution prenant souvent la forme de « **redevances** » (c'est-à-dire des taxes dont l'utilisation est affectée à des compensations identifiées, en l'occurrence environnementales), elles permettent également le financement d'actions favorables à l'environnement concernant d'autres acteurs. Les agences de l'eau prélevent ainsi en vertu de l'article L. 213-10 du code de l'environnement, des redevances pour pollutions diffuses auprès des acquéreurs, vendeurs et distributeurs de produits phytopharmaceutiques, ainsi que pour les pollutions de l'eau d'origine non domestique (auprès de certaines installations industrielles dépassant certains seuils de rejets dans les milieux aquatiques), ou domestique (acquittées notamment par les ménages à l'occasion du paiement de leur facture d'eau potable). Cette dernière redevance sera réformée en 2025 et sera indexée sur les volumes d'eau potable consommée, et/ou sur les volumes d'eau usée traitée⁶⁷. Ces recettes permettent notamment aux agences de l'eau d'octroyer des aides financières (avances remboursables, subventions) à la réduction des pollutions industrielles et agricoles, à la modernisation des systèmes d'assainissement et à l'amélioration de la gestion de l'eau dans les territoires ruraux, à la restauration des cours d'eau dysfonctionnels, ou encore à la préservation de la qualité des eaux du littoral. Le produit financier de la redevance pour pollutions diffuses est partiellement affecté au financement de la stratégie Écophyto.

D'autres taxes ne sont pas des redevances (leurs recettes ne sont pas affectées et alimentent le budget général de l'État), telle la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP), qui concerne notamment les installations de stockage et traitement des déchets, ou les émissions atmosphériques polluantes des ICPE.

Un autre mécanisme pollueur-payeux s'appuie sur des dispositifs de type « **responsabilité élargie du producteur** » (REP). La REP est un concept indépendant de celui de responsabilité civile, pénale ou administrative, qui consiste à faire supporter aux metteurs en marché les coûts générés par la prévention et la gestion des déchets issus de leurs produits (*via* leur contribution au financement d'éco-organismes, par exemple), pendant toute la durée de vie de ces derniers, y compris leur retraitement final.

64. Acte unique européen, art. 130R.

65. Loi n°95-101 du 2 février 1995 : voir art. L110-1/§II/3° du code de l'environnement : « Le principe pollueur-payeur, selon lequel les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur ».

66. Charte constitutionnelle de l'environnement, art. 4 : « Toute personne doit contribuer à la réparation des dommages qu'elle cause à l'environnement, dans les conditions définies par la loi. » Cet article n'a donné lieu à aucune censure législative par le Conseil constitutionnel à ce jour.

67. <https://www.lesagencesdeleau.fr/actualites/tout-comprendre-de-la-reforme-des-redevances>.



Illustration 16 : Des déchets fortement polluants sont souvent abandonnés à proximité de points d'eau de Mayotte. Cette batterie laissée en bord de caniveau pourra larguer des métaux lourds.

Comme ont pu le souligner des travaux en théorie du droit de l'environnement (De Sabran-Pontevès, 2007), tous ces outils économiques trouvent, du point de vue juridique, leur fondement historique dans le droit du commerce international, lequel concerne avant toute chose les relations entre les pouvoirs publics et les acteurs économiques. Sur ce point, seules les pollutions reconnues et identifiées comme telles par l'autorité publique seront prises en compte (celles, nombreuses, non identifiables administrativement, resteront des *externalités négatives*). En outre, la question de l'indemnisation des victimes des dommages environnementaux (humaines ou non humaines !) et leurs relations avec les pollueurs n'est pas prise en charge à ce jour par ces instruments, et relève d'actions en justice engagées par les victimes au titre de la responsabilité délictuelle (cf. § 3.3.2. p. 113 « *Le recours à la réglementation* »).

Pour reprendre les termes de l'ouvrage précédemment cité « le seul objectif à atteindre en matière environnementale [dans le cadre natif OCDE de ces instruments économiques] est, en fait, la résorption des externalités négatives nettes telles qu'elles résultent du bilan entre, d'une part, les avantages sociaux procurés par le développement de la production, et d'autre part les coûts sociaux générés par ce même développement » (*op. cit.* 2007).

Or, parce que les méfaits de la pollution toxique sur les écosystèmes ont très fréquemment un caractère irréversible, non réparable, imprévisible, non reproductible, ou pouvant s'inscrire dans une temporalité très longue (multigénérationnelle), quantifier de façon fiable leurs coûts sociaux, par exemple via l'évaluation monétaire de la perte de services écosystémiques, est le plus souvent une gageure (Feuillette et al., 2016 ; Chapon & Pucheu, 2020). D'autres approches pour évaluer ces coûts sociaux consistent à évaluer les surcoûts de traitement de potabilisation ou d'assainissement de l'eau induits par ces pollutions. Mais ces dernières sont également problématiques, ne serait-ce que parce que ces calculs se référeront aux normes actuelles de traitement, elles-mêmes largement inopérantes pour assurer une réelle protection de la biodiversité, comme nous avons pu le constater précédemment.

Cette complexité se traduit par le fait que les externalités environnementales négatives ne sont compensées (ou « internalisées », pour reprendre le terme consacré en économie) que dans une mesure limitée au travers des contributions payées par les pollueurs ou les utilisateurs des ressources. Une étude de 2019, menée au niveau européen, a par exemple pu mettre en lumière cette carence pour le cas de la gestion des déchets ménagers ; aucun pays européen n'ayant su formaliser de méthode satisfaisante pour attribuer un coût financier aux impacts environnementaux externes (en l'occurrence, la pollution induite par les engins et infrastructures de collecte/traitement des déchets, ou par la mise en décharge de déchets qui n'y étaient pas destinés), afin d'obtenir une contribution financière de la part des industriels en charge de cette gestion (COM, 2019c).

Bien souvent le surcoût pour les pollueurs dans le cadre de l'activation de ces instruments économiques est insuffisamment incitatif, l'acquittement de ce malus s'assimilant alors à l'achat à prix modique d'un droit de polluer, produisant une situation chronique de « payeur-pollueur », dévoiement de la finalité initiale « pollueur-payeur », où la prévention des pollutions n'est plus effective. Par exemple, jusqu'à l'adoption de la récente loi AGEC en 2020, qui a promu le concept de REP pour diverses nouvelles filières, l'écocontribution à acquitter pour les REP sur les bouteilles plastiques, les textiles ou encore les pneus ne dépassait pas 2 % du prix moyen des produits. Dans les faits, les flux de pollution concernés par ces instruments économiques ne semblent pas marquer de décrue particulière ces dernières années en France, à l'instar des ventes de produits phytopharmaceutiques enregistrés dans la BNV-D, ou de la consommation d'eau par les ménages (stable de 2012 à 2024). La production de déchets ménagers par habitant continuait pour sa part de progresser en 2021 (ADEME, 2021).

Sur la base de l'annexe du projet de Loi de finance 2024 qui leur était consacrée, le budget des agences de l'eau, acteurs centraux de la préservation des ressources et écosystèmes aquatiques nationaux, verra à compter de 2025 son plafond d'un peu plus de 2 milliards d'euros relevé à environ 2,5 milliards d'euros. En 2023, il était constitué à environ 80 % de redevances fiscales sur les pollutions et les usages de l'eau, domestiques (environ 1,5 milliard d'euros, le plus gros poste) et industriels (70 à 90 millions d'euros), et pour pollutions diffuses agricoles (entre 100 et 200 millions d'euros). À titre de comparaison, une étude du Conseil général au développement durable datant de 2011 avait chiffré les coûts nationaux additionnels de traitement des eaux potables imputables aux seules pollutions agricoles (sans considération des autres impacts sur les écosystèmes), entre 1 à 1,5 milliard d'euros par an (CGDD, 2011), soit un ordre de grandeur 10 fois supérieur à la redevance fiscale agricole. Le différentiel étant donc majoritairement payé par les ménages sur leur facture d'eau, alors qu'ils ne consomment que 20 % de l'eau en France.

Des voix se sont élevées à ce propos. En 2018, celle de la mission d'information de l'Assemblée nationale sur la ressource en Eau (Assemblée nationale, 2018) ou celle du réseau Amorce⁶⁸ fédérant de nombreuses collectivités et acteurs territoriaux concernés par la gestion de l'eau et des déchets, pour demander le **rééquilibrage de la contribution aux redevances** pollutions entre d'une part les ménages et collectivités (excessivement sollicités), et d'autre part les secteurs industriels et agricoles (insuffisamment incités à la réduction de leurs émissions).

Le réseau Amorce pointe aussi la nécessité de considérer la création d'une nouvelle taxation affectée pour les pollutions émergentes (fabricants de produits d'entretien et ménagers, produits générant des microplastiques : matériaux en PVC, textiles synthétiques ; plastiques alimentaires ou cosmétiques contenant des perturbateurs endocriniens...). Ces nombreuses nouvelles sources de pollution ont fait l'objet de développement de connaissances très important ces deux dernières décennies. On pourrait donc, à cet égard, réinterroger le niveau actuel de plafonnement par l'État des redevances fiscales que les agences de l'eau ont le droit de collecter auprès des émetteurs de ces pollutions.

Plus largement, il resterait à savoir dans quelle mesure les limitations qui caractérisent l'application actuelle du principe pollueur-payeur ne participent pas, comme ont pu le suggérer certains auteurs (Assemblée nationale, 2018 ; Drobenko, 2021), de la difficulté de progresser vers un bon état des milieux aquatiques. En effet, selon

68. <https://amorce.asso.fr/actualite/pour-une-reforme-des-redevances-des-agences-de-l-eau-juste-et-reellement-incitative-pour-la-preservation-des-ressources-en-eau>.

la DCE, ce bon état était attendu pour 2015 pour l'ensemble des masses d'eau. Il est désormais reporté à 2027 dans le cadre d'une gestion dérogatoire pour nombre d'entre elles, en France comme en Europe. À titre d'exemple, dans un bilan de 2024 de ses interventions au cours du premier cycle DCE (2010-2015), le MTECT faisait ainsi état du fait que, s'agissant des opérations mises en œuvre par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse pour lutter contre les pollutions diffuses agricoles, leur impact s'est avéré non significatif pour les pesticides, et significatif, mais de faible importance, pour les nitrates (Favre et Demoor, 2024). Toutefois cette même étude constatait l'effet nettement positif des interventions de l'Agence sur les pollutions domestiques (réduction du phosphore et de l'azote, *via* les STEU).

Ces constats globalement peu satisfaisants en termes de performances environnementales confirment factuellement l'analyse évoquée plus haut, selon laquelle les outils économiques pollueur-payeur promus historiquement par l'OCDE et au niveau européen, servent non pas l'abolition des pollutions mais plutôt l'atteinte d'un compromis entre croissance économique et niveau de protection de l'environnement. Cette approche se traduit par la tolérance globalisée de « pollutions résiduelles », rejetées au milieu de façon chronique, voire s'y accumulant s'agissant des polluants les plus persistants.

On l'a vu plus haut, la délivrance des AMM s'effectue produit par produit, sans considération explicite des interactions délétères possibles entre ces produits. De façon analogue, le pari implicite et risqué de l'approche pollueur-payeur actuelle est que la somme des situations ainsi traitées individuellement, et des pollutions résiduelles afférentes, n'induirait pas d'impact supplémentaire à l'échelle plus vaste des écosystèmes qui accueillent les multiples rejets et émissions concernées. Or l'ampleur et l'étendue de l'effet d'une activité sur une ressource ou un écosystème, qui sont censés calibrer la redevance, **dépendent de la question de savoir si les effets cumulés des différentes pollutions dépassent la capacité spécifique de ces systèmes à se maintenir et à rester fonctionnels**. La nécessité de nouveaux paradigmes d'évaluation des impacts cumulés avait déjà été identifiée de longue date (Kennett, 1999), impliquant la définition par l'autorité publique de seuils écologiques adaptés aux écosystèmes concernés, et se traduisant par une interdépendance des niveaux de redevance pour les émetteurs affectant un même écosystème. Ces aspects méthodologiques ne sont pas aboutis et ne sont pas aujourd'hui intégrés dans la réglementation, le niveau de redevance étant fixé forfaitairement. Notons toutefois que, dans la pratique, les agences de l'eau appliquent bel et bien des majorations sur les redevances de certaines pollutions, lorsqu'elles affectent des masses d'eau étant déjà identifiées comme en mauvais état au titre de la DCE (et donc comme étant potentiellement sujettes à plusieurs facteurs significatifs de stress écologiques).

S'agissant de la **contamination diffuse des sols**, un rapport de la Cour des comptes européenne signalait en 2021 que le principe pollueur-payeur est difficile à appliquer en raison de la difficulté intrinsèque qu'il y a à imputer la responsabilité à des pollueurs précis (CCE, 2021). Ce même rapport relevait, en outre, qu'aux termes de la directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale⁶⁹, et apparemment sans considération du constat de ses impacts sur la biodiversité énumérés aux parties 2.2 et 2.3.2 du présent ouvrage, l'agriculture n'est pas considérée comme une activité à risque pour l'environnement.

Le recours à la réglementation

Les instruments économiques ne sont pas les seuls à permettre d'atteindre des objectifs environnementaux, puisque des instruments traditionnels comme la réglementation sur les produits et leurs usages, ou les contrôles concernant le respect de normes (établies/validées à l'échelle étatique) pour les activités polluantes, peuvent être parfaitement adaptés. Cette approche réglementaire offre moins de flexibilité pour les agents économiques, mais permet, en théorie, de faire primer le respect des objectifs environnementaux sur l'efficacité économique, le coût du respect des normes n'y étant pas nécessairement pris en compte (bien que dans les faits, elles sont souvent l'objet de compromis préalables avec les acteurs économiques). Elle présente des avantages certains pour éviter les méfaits des pollutions toxiques, lesquels peuvent avoir, nous l'avons vu en début d'ouvrage, des effets irréversibles ou inacceptables, qui ne sauraient être pris en charge au travers de simples transactions économiques de compensation.

69. Transposée par la loi dite « LRE » n° 2008-757, et sous les articles L. 160-1 et suivants du code de l'environnement.

La nécessité d'un recours accru à la réglementation pour remédier aux limites des seuls mécanismes économiques a par exemple été identifiée par la mission d'information de l'Assemblée nationale sur la ressource en eau (Assemblée nationale, 2018), qui pointait le fait que, « d'une part, les efforts normatifs de l'État ne vont pas assez loin par rapport aux objectifs de restauration de la qualité des eaux et des milieux aquatiques, et d'autre part, la puissance financière des agences est trop faible pour réduire les effets néfastes de l'activité agricole sur les milieux, suite aux aides reçues dans le cadre de la PAC [...] ».

Les instruments réglementaires, autrement désignés « instruments de commande et de contrôle » dans la littérature anglo-saxonne, renvoient à des obligations ou normes (de résultats, de moyens, dont l'utilisation de techniques, de procédures) imposées par l'État, ou par d'autres entités qui en ont le pouvoir (l'Union européenne, en matière environnementale notamment, voire les collectivités territoriales). Ces instruments réglementaires, qui visent à contraindre les comportements, peuvent prendre différentes formes.

Comme vu précédemment, parmi les instruments réglementaires à visée préventive, certains sont en lien avec les produits chimiques eux-mêmes, **s'agissant notamment de leur mise sur le marché**, et de leur conception.

D'autres réglementations instaurent des plafonds et obligent de recourir aux meilleures techniques disponibles **pour limiter les niveaux de rejets et d'émissions polluantes**, telle la directive DERU 91/271/UE sur les eaux résiduaires urbaines, ou la directive IED 2010/75/UE relative aux émissions industrielles. Ces réglementations créent des critères ou normes à respecter. Dans la mesure où elles n'incitent généralement pas à aller au-delà, leur intérêt dépend du niveau d'exigence sur ces critères. Ce niveau d'exigence fait le plus souvent l'objet de négociations préalables entre les pouvoirs publics et les acteurs économiques intéressés, secondairement avec la société civile. Une fois adoptées, publiées ou notifiées, et donc opposables, encore faut-il s'assurer du respect effectif de ces normes. Les actions de contrôle engagées par les pouvoirs publics s'avèrent indispensables afin de s'assurer du caractère effectif de ces réglementations, ce qui suppose un investissement fort des États en moyens de contrôle et d'actions répressives administratives ou judiciaires, ou en de formation des corps de métiers concernés aux enjeux de pollution et de biodiversité (contrôleurs, agents administratifs, magistrats).

D'autres réglementations sont mises en œuvre **pour réparer les méfaits des pollutions** que les substances et produits induisent dans l'environnement. Elles procèdent de législations généralistes, telles la loi « LRE » sur la **responsabilité environnementale** (n° 2008-757), ou la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (n° 2016-1087). Le principe pollueur-payeur, au-delà de sa déclinaison détaillée plus haut sous forme d'outils économiques, trouve également une traduction judiciaire importante au travers de ce concept de responsabilité environnementale. Ce cadre réglementaire instaure **l'obligation de réparation du dommage écologique** causé à l'eau, aux sols, ainsi qu'aux espèces et habitats naturels protégés, pour faute ou négligence de l'exploitant, notamment en cas de pollution. La LRE a été peu mobilisée toutefois (quelques occurrences en une décennie), en raison d'un champ d'application par trop limité.

La consécration jurisprudentielle de cette obligation nouvelle de responsabilité environnementale fut marquée par l'arrêt de la Cour de cassation de 2012 concernant le naufrage de l'Érika et sa marée noire fin 1999 aux larges des côtes bretonnes, avec par surcroît la reconnaissance pionnière à cette occasion d'un **préjudice écologique** (Cour de cassation, 2012 ; Loupsans, 2017). Désormais inscrit dans la Loi (loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, 2016-1087)⁷⁰, ce préjudice écologique est promis à de multiples déclinaisons opérationnelles : en matière d'émissions de gaz à effet de serre, en matière de pollution des eaux par les pesticides (tribunal administratif de Paris, 2023), en réparation des atteintes portées aux eaux souterraines par les produits phytopharmaceutiques, ou encore en réparation des atteintes que les algues vertes portent à la biodiversité du littoral (cf. l'exemple récent de la réserve naturelle de la baie de Saint-Brieuc, tribunal administratif de Rennes, 2023). Toutefois, son application effective révèle quelques complexités, et l'affectation des produits financiers résultant de son application à la restauration effective des dommages écologiques intervenus demeure à ce jour un défi.

70. Articles 1246 à 1252 du Code civil, Chapitre III : La réparation du préjudice écologique.

D'autres mesures réglementaires pourraient être imaginées, par exemple l'extension de l'obligation d'effectuer un diagnostic de la pollution des sols lors de la cession ou de la vente de terrains sur lesquels se sont déployées des activités productives. Actuellement, cette obligation est essentiellement limitée aux seuls terrains ayant abrité une installation industrielle classée pour la protection de l'environnement (ICPE).

Des cadres juridiques de protection des espaces naturels sensibles

S'agissant des zones protégées, hébergeant de la biodiversité patrimoniale, il existe un corpus juridique spécifique qui constitue un autre levier conséquent au regard de certaines pratiques polluantes. Une information centralisée sur ce cadre global de protection est mise à disposition sur le site du Muséum national d'histoire naturelle⁷¹.

À ce propos, observons qu'un décret du gouvernement (2022a), résultant d'une décision d'une juridiction administrative lui enjoignant d'agir pour assurer la transposition effective de directives européennes anciennes en France (Conseil d'État, 2021), est venu organiser la prévention des altérations de la biodiversité remarquable résultant de l'usage de pesticides dans les sites protégés Natura 2000. Plutôt que d'établir une réglementation nationale applicable dans ces sites et à leurs abords encadrant de manière homogène les utilisations de pesticides, interdisant ou limitant leurs usages selon leurs dangers pour la biodiversité, il a été privilégié un cadre national, habilitant les préfets à établir, site par site, en l'absence d'accords volontaires des organisations agricoles locales sur des engagements appropriées, les réglementations adaptées aux caractères particuliers de la biodiversité de chaque site Natura 2000, en fonction des utilisations de PPP existants localement. De ce fait, de nombreuses années seront encore sans doute nécessaires avant que chaque site Natura 2000 dispose d'une réglementation préventive adaptée aux dangers et inconvénients découlant de l'usage des pesticides sur ces aires naturelles protégées.

Dans un esprit similaire mais en poussant la logique encore plus loin, mentionnons que nos voisins espagnols, suite à une initiative législative populaire, ont conféré en 2022 à l'une de leur lagune littorale, la plus importante de Méditerranée, appelée « Mar Minor », une personnalité juridique. Cet écosystème, bien que protégé par de nombreuses conventions, avait subi depuis les années 1970 un effondrement progressif, pressurisé par les transformations économiques (notamment la conversion de zones semi-arides en maraîchages intensifs), et leurs cortèges de pollutions.

D'autres espaces stratégiques à protéger concernent les territoires hébergeant les ressources en eau potable. À cet égard, le cadre réglementaire de la qualité de l'eau potable a récemment évolué, avec la mise en œuvre de la directive européenne 2020/2184/UE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, dont la transposition prévoit notamment la définition de points de prélèvement d'eau dits *sensibles*. Un plan d'action spécifique pour la protection de la ressource sera à l'avenir obligatoire pour tous les captages sensibles et il constituera le volet d'un plan de gestion de sécurité sanitaire de l'eau (PGSSE). Des propositions de mesures de prévention des pollutions, pouvant être rendues obligatoires par le préfet de département dans le cadre du code de l'environnement selon les procédures du dispositif des zones soumises à contraintes environnementales (ZSCE), seront identifiées dans le plan d'action (échéance prévue en 2027). Ces nouveaux outils normatifs répondent à la dégradation de la qualité des eaux naturelles, justifiant un interventionnisme public accru. Ils témoignent toutefois, de par leur existence même, de la faible intégration des objectifs sanitaires et environnementaux dans les autres politiques publiques menées par l'Union européenne, notamment dans le cadre de politiques sectorielles intégrées, telle la politique agricole commune.

Ce nouvel outil réglementaire fait par contre très bien écho à l'objectif de prévention de la détérioration des eaux, fondateur de la directive cadre sur l'eau, édictée vingt ans auparavant, laquelle stipule notamment que « Les États membres assurent la protection nécessaire pour les masses d'eau recensées afin de prévenir la détérioration de leur qualité, de manière à réduire le degré de traitement de purification nécessaire à la production d'eau potable ».

71. <https://inpn.mnhn.fr/programme/espaces-proteges/protections-reglementaires>.

Dans un esprit préventif similaire, la DCE requiert aussi de mettre en place les conditions pour que les concentrations de substances toxiques prioritaires n'augmentent pas de manière significative dans les sédiments et le biote aquatique, ainsi que dans les eaux souterraines au cours des années.

Pour garantir la mise en œuvre efficace de ces outils réglementaires et la réalisation de leurs objectifs, **des mécanismes de contrôle indépendants et des sanctions** doivent aussi être introduits. Des dispositions pénales particulières aux pollutions sont à cet égard inscrites dans divers articles du code de l'environnement et poursuivent un objectif répressif et dissuasif. Elles ont été renforcées récemment en 2021 dans le cadre de la loi Climat et résiliences (Gouvernement, 2021), avec l'introduction de nouveaux délits de mise en danger de l'environnement ou d'écocide. Selon certains observateurs, toutefois, les termes utilisés se prêteront difficilement à leur application effective (Fossier, 2021).

Des dispositifs de prévention des incidences polluantes des activités industrielles aux effets limités ou incertains

Les études d'impact préalables

Les substances chimiques sont à la fois utilisées, produites, et en partie rejetées au niveau de nombreux sites de production industriels. La directive 2011/92/UE concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, amendée par la plus récente directive 2014/52/UE, encadre notamment les études d'impacts environnementaux requis en vue de la mise en œuvre de tels sites industriels. Le volet impact sur la biodiversité y est défini explicitement, en accordant une attention particulière aux espèces et aux habitats protégés.

S'agissant des **installations industrielles françaises classées pour la protection de l'environnement** (ICPE), celles présentant les dangers les plus graves sont soumises aux dispositions de directives européennes : plus de 1 300 relèvent de la directive Seveso sur les risques accidentels et près de 3 500 de la directive IED 2010/75/CE (sur les émissions industrielles), qui vise à prévenir et réduire leurs pollutions. Leur installation sur le sol français fait l'objet d'une évaluation environnementale préalable, comprenant une procédure d'étude d'impacts (article L. 122-1 du code de l'environnement), proportionnée aux impacts environnementaux prévisibles au regard des caractéristiques des lieux, intégrant notamment la prise en compte de la biodiversité.



© Cité Création

Illustration 17 : Site ICPE/Seveso de production Arkema Pierre-Bénite, dans la vallée du Rhône. Il produit des gaz fluorés (utilisés comme gaz réfrigérants, cf. les enjeux associés au § 3.1.2) et des polymères polyfluorés utilisés en micro-électronique. La banderole décorative (fresque murale du couloir de la chimie, conçue et réalisée par © CitéCréation - www.citecreation.fr) réfère à la formule chimique de la matière première minérale naturelle CaF₂ (fluorure de calcium, ou fluorine), à laquelle recourent les industriels de la chimie organique du fluor.

À l'intention des porteurs de tels projets, un guide national officiel édité par l'Ineris (2021) décrit la démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques à dérouler dans le cadre de ces études d'impacts. Toutefois, si cette démarche comprend bien une étape d'évaluation de l'état des milieux influencés par le site au regard des pollutions éventuelles, force est de constater que les critères retenus pour qualifier cet état se limitent aux incidences que l'usage de ces milieux pourrait présenter pour les populations humaines environnantes, notamment en termes de santé. L'incidence de la pollution sur la biodiversité n'est donc pas directement intégrée dans ce référentiel pour mener les études d'impacts⁷². Aucune jurisprudence à ce jour ne censure une autorisation administrative délivrée sur la base d'une étude d'impact déficiente en cette matière. Il y a fort à craindre que ces impacts sur la biodiversité aient quelques difficultés à être pris en compte dans les années à venir dans le cadre du processus décisionnel en la matière, le contexte mondial de compétition ou guerre économique ayant récemment poussé le gouvernement à endosser l'objectif « d'accélérer les implantations industrielles, par exemple en simplifiant les procédures administratives, et en divisant par deux les délais d'implantation d'usine, passant de dix-huit à neuf mois »⁷³. L'Autorité Environnementale s'est pour sa part fait l'écho dans son rapport annuel 2023 d'insuffisances dans les réponses apportées aux évaluations environnementales réglementaires, en particulier relativement au rejet de substances toxiques dans l'eau, à l'occasion de divers projets de restructuration d'installations nucléaires, lesquels pourraient se multiplier dans le contexte de « relance du nucléaire » (AE, 2024).

S'agissant spécifiquement des activités extractives, notons l'existence d'un *Guide pour l'évaluation des études des impacts environnementaux de projets miniers*, édité en 2010, produit par une équipe d'experts de Environmental Law Alliance Worldwide (ELAW, 2010), en collaboration avec un comité international de révision. Ce guide comporte une rubrique spécifique sur la prise en compte des impacts sur la vie sauvage, qui décline les bonnes questions à se poser. Ce document n'est toutefois ni prescriptif, ni descriptif quant aux méthodes à mettre en œuvre.

La surveillance des rejets dans les eaux pour les sites en activité

Parmi les micropolluants rejetés dans les eaux par les installations industrielles en activité, certains de ceux émis par les ICPE font l'objet en France d'une surveillance réglementaire spécifique, assis sur de l'autosurveillance par les industriels eux-mêmes, au regard de leurs impacts environnementaux potentiels, au titre de la circulaire dite « RSDE-ICPE » (MTECT, 2017).

Le principe de responsabilité et d'autosurveillance suppose d'être assorti d'un contrôle externe efficace. À cette fin, une inspection spécialisée, l'inspection des installations classées, implantée dans les directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL), exerce les missions de police environnementale pour prévenir et réduire les dangers et les nuisances liés aux ICPE et protéger les personnes (à l'exclusion de la sécurité des travailleurs qui relève de l'inspection du travail), l'environnement et la santé publique. Cependant la Cour des comptes observait récemment (CC, 2022) que du fait de la hiérarchisation des priorités de l'inspection (le recrutement d'inspecteurs étant en forte tension), les ICPE relevant du régime de déclaration (soit environ 90 % des ICPE) ne sont pas contrôlées, sauf signalements, plaintes ou actions nationales ciblées. Les éoliennes terrestres et les méthaniseurs notamment sollicitent fortement les services en raison de l'instruction d'un nombre croissant de dossiers et des nombreux contentieux, cependant que d'autres activités se développent (filière hydrogène, stockage stationnaire de batteries) dans le cadre de la transition énergétique. L'application du règlement européen en matière de substances chimiques (REACH) et l'instruction des projets soutenus par le plan France 2030 représentent aussi une charge de travail croissante pour l'inspection.

72. Il est intéressant de constater que la même lacune existe au niveau de la directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale. Dans le cas particulier de la définition des « dommages affectant les sols », cette directive ne fait référence qu'aux dommages qui engendrent un risque d'incidence négative grave sur la santé humaine, omettant les risques pour l'environnement.

73. <https://www.gouvernement.fr/actualite/accelerer-la-reindustrialisation-de-la-france>. La loi du 23 octobre 2023 pour l'industrie verte introduit de nouvelles mesures de simplification visant à diviser par deux les délais d'autorisation d'implantation d'ICPE.



Illustration 18 : Procédure judiciaire pour pollution. Suite à un dysfonctionnement chronique, constat d'une pollution organique en sortie d'un site agro-alimentaire. La photo illustre une procédure de prélèvement des eaux de rejets et de mise sous scellés des échantillons.

Notons qu'en collaboration avec les DREAL et les services déconcentrés de l'État, les agents de l'OFB sont aussi amenés, dans le cadre de leurs missions de police administrative, à contrôler des sites et structures soumis à déclaration ou autorisation, à consulter les documents en relation avec l'activité contrôlée voire à procéder au prélèvement d'échantillons avec modalités de contrôle adaptées.

Il est important de noter qu'il n'existe pas, dans ce cadre, de suivi chimique spécifique à chaque site, qui intégrerait l'ensemble des produits chimiques utilisés, fabriqués, ou stockés sur le site. Un arrêté ministériel du 20 juin 2023 (MTECT, 2023) fait toutefois exception, qui oblige désormais certains exploitants d'ICPE soumises à autorisation, notamment celles utilisant, produisant, traitant ou rejetant des PFAS, à analyser dans leurs rejets aqueux la présence de ces substances. La généralisation d'un tel suivi des rejets plus spécifiquement adapté à l'activité particulière des sites industriels contribuerait pourtant vraisemblablement, s'il était intégré dans la réglementation, à éviter à l'avenir des situations de crise similaires à celle des PFAS.

Il faut noter de surcroît qu'à l'échelle européenne, un point de vigilance a été mis en avant quant à la qualité des estimations effectuées pour ces rejets industriels, l'« autosurveillance » étant dans ce cas la règle. En effet, parmi les rejets toxiques mesurés ou calculés lors des exercices de rapportage européen concernant ces émissions, il s'est avéré que seul un tiers était déclaré conformément aux normes internationales les plus strictes, et qu'environ un cinquième l'était selon d'autres méthodes moins robustes, telle que le jugement d'expert (Erhart & Erhart, 2023).

Une étude publiée en 2018 par l'Agence européenne de l'environnement a par ailleurs conclu que les diagnostics d'émissions polluantes de toute une gamme de sites industriels font défaut, faute de réglementation adaptée aux installations petites ou moyennes (c'est-à-dire ne relevant pas de la directive IED 2010/75/UE sur les émissions industrielles), telles que l'industrie manufacturière, ou la production d'aliments et de boissons.

Il est aussi intéressant d'y constater que, lors du second rapportage européen des plans de gestion DCE de 2016, la proportion de masses d'eau de surface identifiées comme soumises à une pression industrielle significative par ces installations de petites tailles était, en France, très inférieure à celle des grandes installations soumises

à la directive IED. Une situation inverse était observée chez nos voisins espagnols, portugais ou belges, ce qui peut interroger sur l'influence d'une variabilité des approches évaluatives, selon les pays.

Dans un contexte où il apparaît de plus en plus clairement qu'il est très difficile de prendre en compte de façon comptable les externalités négatives des pollutions sur les écosystèmes, il apparaît donc vraiment souhaitable que les évolutions prochaines des politiques publiques environnementales nationales réaffirment la nécessité de maintenir et de renforcer les moyens d'actions de surveillance chimique (milieux et rejets) et de police (pollutions diffuses agricoles, pollutions accidentelles, police des réseaux en assainissement, décharges illégales...), qui résultent de l'application des codes de l'environnement et de la santé publique, et de mettre, en continu, les normes réglementaires à jour des nouvelles connaissances scientifiques et des meilleures techniques disponibles. La Cour des comptes relevait par ailleurs en 2022 (CC, 2022) que « les suites administratives engagées par l'inspection des installations industrielles classées en cas de non-respect de la réglementation et des prescriptions demeurent peu dissuasives. Les plafonds [des sanctions] ne sont pas proportionnels aux capacités financières des établissements, ni à l'enrichissement susceptible d'être lié au maintien d'une situation de non-conformité, et ne sont pas majorés en cas de récidive ».

La SNB 2030, au travers de sa mesure n°11, traduit certaines de ces ambitions en matière de renforcement de la police de l'environnement⁷⁴.

3.3.3 Les techniques d'interception des flux polluants au sein des territoires

Les transferts polluants vers l'environnement, et leurs conséquences sur la biodiversité, sont fortement dépendants de la configuration du territoire et de ses infrastructures de gestion des ruissellements pluviaux, des rejets ou des déchets. De nombreux leviers ont déjà pu être identifiés pour réduire ces transferts, qui concernent divers compartiments des paysages urbains et ruraux :

→ Un premier niveau d'intervention pour réduire les flux polluants consiste à mettre en place et optimiser des dispositifs de tri/collecte et valorisation des déchets, avant que ceux-ci ne se dispersent et ne se désagrègent dans l'environnement. À cet égard, face aux révélations scientifiques fortement médiatisées relatives à la pollution des océans, un focus important a été mis ces dernières années sur le recyclage des déchets plastiques. Cette approche comporte des atouts, qu'il convient d'optimiser encore à l'avenir, mais contrairement à une vision répandue, son efficacité reste structurellement limitée, ainsi qu'a pu l'attester un récent rapport de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (OPECST, 2023). Ainsi en France, sur les 6,45 millions de tonnes de plastiques consommées en 2020, seules un peu plus de 10 % ont pu être recyclées. Le reste est incinéré ou enfoui, ce qui revient à organiser un transfert de pollution. En outre, le recyclage, quand il est possible, se fait principalement en boucle ouverte (les applications finales étant différentes des produits fournissant les matières à recycler), notamment dans le secteur des emballages (qui représente près de 40 % du plastique consommé en Europe). Même les bouteilles en plastique PET (acronyme pour polytéraphthalate d'éthylène) ne sont recyclées qu'à 17 % (en masse) en de nouvelles bouteilles en Europe, le reste étant recyclé en textiles et barquettes, produits dont la recyclabilité ultérieure est nettement inférieure, ce qui revient à un simple report temporel de la pollution. Une autre traduction de ces limitations est qu'actuellement les emballages ne contiennent au final que 8,5 % de plastiques recyclés. De tout cela, il ressort que la voie la plus efficiente consiste à promouvoir sur les territoires des pratiques, professionnelles ou individuelles, générant un minimum de déchets, à l'instar des recommandations émises par l'Ademe⁷⁵.

74. Mesure 11 « Améliorer la lutte contre les pollutions et les atteintes aux milieux, en particulier par une meilleure efficacité des actions de police ».

75. <https://agirpourlatransition.ademe.fr/collectivites/elus-mandat-agir/energie-dechets/reduire-dechets>.

- En parallèle, des techniques **d'interception des macrodéchets** entraînés par les eaux pluviales se développent actuellement dans les agglomérations, par exemple sous la forme d'avaloirs de caniveaux munis de paniers de collecte des déchets (Cerema, 2020). La mise en œuvre de filets placés directement aux embouts des exutoires d'eaux pluviales, quant à elle, est un exercice utile pour évaluer la nature et les flux de macrodéchets, mais ne constitue probablement pas un mode de gestion soutenable à moyen et/ou long terme. Une action connexe consiste en la résorption des décharges littorales exposées à des risques de submersions ou de recul du trait de côte. Ces pistes d'actions sont par ailleurs identifiées dans le cadre de la mesure n°7 : « Lutter contre la pollution plastique dans le milieu naturel », de la SNB 2030.
- Plus largement, le **ruissellement pluvial** sur les surfaces urbaines et les infrastructures routières constitue une contribution polluante écotoxique considérable des milieux récepteurs, drainant biocides, hydrocarbures, métaux, microplastiques... En aval de l'agglomération parisienne, par exemple, pour des pluies supérieures à 15 mm, chaque millimètre supplémentaire collecté dans le réseau équivaut à 35 000 m³ d'eaux unitaires déversées sans traitement dans la Seine, soit par exemple plusieurs tonnes de matières en suspension, ou plusieurs kilogrammes de cuivre dissous dans ces eaux, provenant notamment des toitures urbaines. Au-delà des eaux pluviales strictes, de fortes pluviométries amènent souvent à détourner les eaux des réseaux unitaires des stations de traitement des eaux usées (pour éviter leur saturation), provoquant le déversement d'eaux usées non traitées directement dans le milieu. Ces phénomènes peuvent être modérés par un aménagement approprié des territoires, *via* la mise en œuvre en ville d'ouvrages permettant la décantation ou la filtration des matières et substances polluantes (techniques centralisées ou décentralisées pour la gestion des eaux pluviales ; cf. Tedoldi *et al.* 2020), à l'instar du concept de *ville perméable* promue par les agences de l'eau, et concrétisé par la métropole de Lyon⁷⁶. Des analyses menées au travers de l'appel à projets « Micropolluants des eaux urbaines » en confirment l'efficacité pour la maîtrise de leur flux lors des évènements pluvieux (Bacot *et al.*, 2020 ; Grommaire & Flanagan, 2020). En effet, ces aménagements limitent le lessivage des polluants sur les surfaces et réduisent les quantités d'eau et donc les quantités de polluants acheminées vers les milieux aquatiques de surface. Les systèmes d'infiltration végétalisés retiennent particulièrement bien les eaux des petites pluies fréquentes. Ces ouvrages permettent également de retenir des micropolluants particulaires (éléments-traces métalliques et HAP) et, dans une moindre mesure, certains polluants davantage présents sous forme dissoute avec des taux d'abattement néanmoins très variables.

76. <https://www.lesagencesdeleau.fr/ressources/lyon-rendre-la-ville-permeable>.



Illustration 19 : Système de sol drainant sur des places de parking. Ce système de drainage permet l'infiltration des eaux pluviales à leur point de chute, sans ruissellement. Cela fait partie de la désimperméabilisation des sols. La technique consiste à supprimer les matériaux de recouvrement imperméable d'un sol ou remplacement de ce dernier par un autre matériau, perméable.

→ Dans les collectivités et agglomérations, la bonne maîtrise des **raccordements des rejets aqueux des activités économiques** au réseau des eaux usées constitue aussi un niveau intéressant de sécurisation des milieux récepteurs. À ce sujet, une meilleure prise en compte des micropolluants dans les autorisations de déversement (SPI Val de Seine, 2013) et les règlements d'assainissement pourrait faire l'objet d'actions de formation des agents des services eau & assainissement des collectivités ou des services de l'État, à l'instar de la dynamique collective proposée par le pôle Eau et territoires (Graie)⁷⁷, et/ou en s'inspirant par exemple des retours d'expérience formalisés par le Cerema⁷⁸. L'idée est ici d'inciter les activités économiques raccordées au réseau à adapter leurs pratiques et à rectifier leurs effluents pour se conformer aux critères qualitatifs locaux.

77. Pôle Eau et territoires (Graie) : <https://asso.graie.org/portail/outils-references-gestion-effluents-non-domestiques/>.

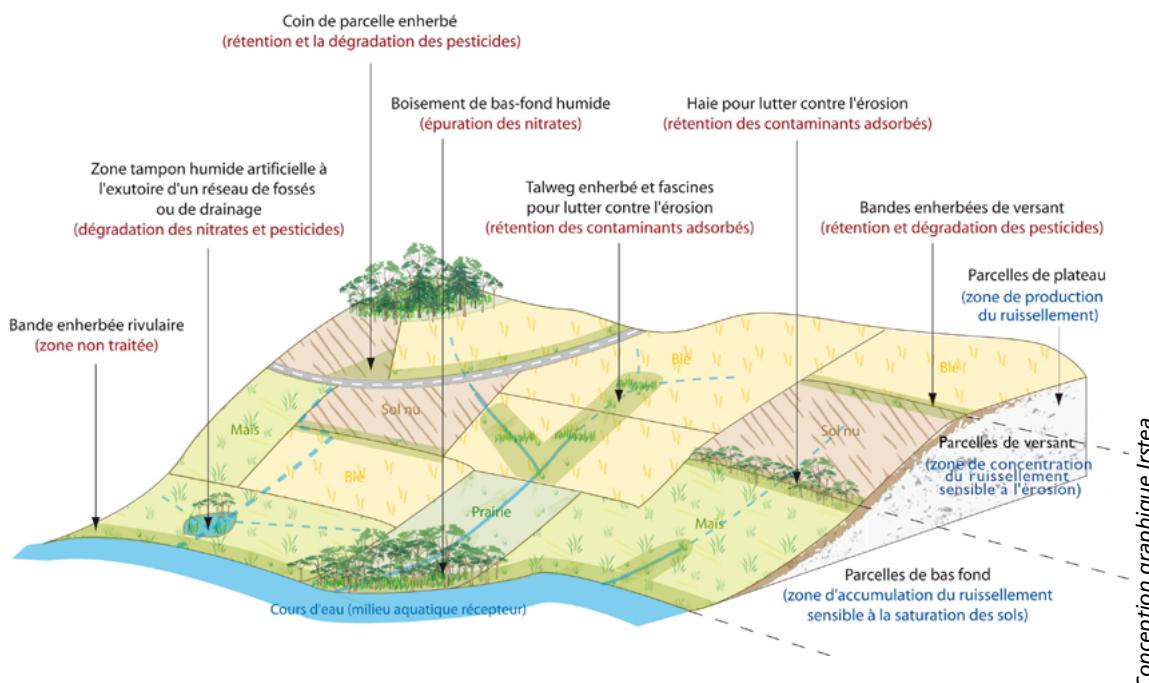
78. <https://www.cerema.fr/fr/actualites/demandes-locales-raccordement-entreprises-aux-reseaux>.

→ Un niveau supplémentaire de sécurisation des milieux aquatiques récepteurs au regard des micropolluants des eaux usées urbaines concerne la mise en place de **traitements avancés** en station de traitement des eaux usées (filtres au charbon actif, unités d'ozonation, procédés d'oxydation avancée, traitement UV, membranes...). Il s'agit d'un levier potentiellement déterminant pour gagner en efficacité dans la réduction de la contamination écotoxique, en particulier pour les micropolluants réfractaires aux traitements classiques et pour lesquels les leviers de réduction à la source sont faibles. C'est le cas pour les résidus pharmaceutiques rejetés dans l'environnement, les restrictions concernant l'usage des médicaments soulevant des questions éthiques fortes.

Plus largement, il est peu probable que des réglementations individuelles spécifiques à chaque composé, ou même associées à des changements dans le comportement des consommateurs, suffisent à réduire la charge polluante résiduelle des milliers de produits chimiques qui sont utilisés de différentes manières, et qui peuvent pénétrer dans le cycle de l'eau par diverses voies. Le contrôle des sources doit donc être complété par d'autres mesures, et le traitement optimisé des eaux usées a un rôle prépondérant à jouer. Les gains ainsi atteignables en matière de reconquête de la biodiversité aquatique commencent par ailleurs à être documentés (Ashauer, 2016 ; Hicks et al., 2017 ; Penru et al., 2017 ; Wolf et al., 2022). À la différence de pays voisins comme la Suisse, la France n'a pas encore de stratégie officielle spécifique pour déployer ces technologies de traitements avancées. Il conviendrait de voir dans quelle mesure les évolutions des politiques publiques pourraient promouvoir, a minima, une expertise évaluative nationale en la matière. Des éléments technico-économiques factuels sont désormais disponibles pour cela (Pistochhi et al., 2022). Dans le cadre du Pacte vert européen, la Commission européenne a en outre présenté une proposition de refonte de la directive sur le traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU), en octobre 2022. Datant de 1991, et déterminante pour la réalisation des objectifs de la politique de l'eau de l'Union européenne, la DERU devait être mise à jour et adaptée aux nouveaux défis et aux nouvelles réalités. La refonte introduit de nouvelles obligations pour mieux contrôler la pollution due aux eaux de pluie, des normes plus strictes pour l'élimination des nutriments, et exige un traitement avancé pour l'élimination des micropolluants des eaux usées, notamment pour les grosses unités traitant plus de 150 000 équivalents habitants (COM, 2022d). La mise en œuvre par les états membres s'étalerait entre 2033 et 2045. Pour couvrir les coûts de traitement supplémentaires, un système de responsabilité élargie des producteurs (REP) visant les secteurs pharmaceutiques et cosmétiques serait mis en place.

→ Dans les espaces ruraux, et en complément de la mise en place de cultures végétales à bas niveau d'intrants (cf. « **En agriculture** » § 3.2.2 p. 92), des zones tampons peuvent être aménagées pour intercepter et atténuer (cf. figure 32), avec une efficacité variable selon les polluants et les conditions, les transferts de contaminants d'origine agricole (azote, phosphore, pesticides) vers les milieux aquatiques (AFB et IRSTEA, 2017). Il s'agit généralement de dispositifs rustiques (linéaires enherbés ou ligneux, talus, fossés, mares, et autres solutions fondées sur la nature), conçus pour être faciles à aménager, engendrer un minimum de coûts et nécessiter peu d'entretien. Leur mise en œuvre effective se heurte encore trop à des verrous socio-économiques, qui peuvent néanmoins être surmontés par l'adoption de stratégies territoriales intégrées⁷⁹, que les futures politiques publiques pourraient avantageusement contribuer à promouvoir davantage (cf. § 3.2.1 p. 87 « **Démultiplier les dynamiques à l'échelle des collectivités territoriales** »).

79. Cf. Réduire les pollutions diffuses sur un territoire, et pour les captages d'eau potable, <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/802>.



© Conception graphique Irstea

Un exemple d'aménagement de zones tampons dans un versant à forte dominante agricole : une diversité de solutions peut être proposée pour répondre aux différentes problématiques rencontrées.

D'après Agence française pour la biodiversité - Irstea - Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole - Août 2017

→ Enfin, la **gestion des corridors fluviaux et des estuaires** eux-mêmes constitue un enjeu pour la biodiversité aquatique, notamment en raison des stocks de contaminants historiques, métalliques ou hydrophobes, accumulés au niveau du compartiment sédimentaire. Le dragage des sédiments ou la vidange des retenues sont des opérations écologiquement sensibles du fait de la remobilisation de ces contaminants, couplée à la dégradation de la qualité physico-chimique des eaux (turbidité, diminution du taux d'oxygénation, augmentation des concentrations en ion ammonium, ...). Une méta-analyse de la littérature scientifique soulignait en 2017 l'insuffisance des connaissances établies, au vu des signaux d'impacts importants déjà observés sur les poissons, et préconise la mise en œuvre d'études *in situ*, plus représentatives, pour guider et sécuriser plus efficacement les pratiques de dragage (Wenger et al., 2017).

4

Activer résolument le processus de désintoxication de notre biosphère

- 4.1 L'indispensable renforcement de la prise en charge politique des produits et contaminants écotoxiques 126
- 4.2 Une seule combinaison gagnante : transparence, solidarité écologique et sobriété chimique 133

4.1 - L'indispensable renforcement de la prise en charge politique des produits et contaminants écotoxiques

4.1.1 Les attendus du Pacte vert européen et des nouvelles stratégies relatives aux substances chimiques

À l'échelle européenne, les nombreux dommages écologiques renseignés plus haut ont mis en évidence l'insuffisance, historique et toujours actuelle, de la prise en compte de la préservation de la biodiversité, par exemple lors des autorisations de mise sur le marché des produits à base de chimie de synthèse. Au-delà de la question des intérêts économiques des secteurs industriels concernés, cette situation procède de la difficulté méthodologique qu'il y a à intégrer, dans des modèles réglementaires d'évaluation de risque, la complexité des interactions entre contaminants et écosystèmes, qui reste un champ scientifique très insuffisamment doté en moyens humains et financiers, au regard des enjeux associés.

Dans ce contexte de complexité, où, le plus souvent, il restera très difficile de mettre en avant la charge de la preuve (relation cause-effet univoque), il est clair que la protection de la biodiversité bénéficierait fortement d'une **plus forte application des principes de prévention et de précaution**, depuis la conception jusqu'à la fin de vie des produits. Des dynamiques institutionnelles européennes qui vont dans ce sens ont été mises en mouvement (par exemple COM, 2019b ; 2020b ; 2021a), **notamment avec le nouveau Pacte vert européen**, et qui restent néanmoins à traduire dans la réglementation communautaire, puis dans les politiques nationales. Certains aspects revendiqués au travers de ces orientations peuvent être rappelés ici :

- **Progrès dans l'application du principe pollueur-paiEUR**, notamment *via* l'extension du concept de responsabilité étendue du producteur (REP) aux micropolluants. Alors que le principe du pollueur-paiEUR est inscrit dans le traité sur le fonctionnement de l'Union européenne et mentionné dans diverses directives sectorielles telles que la directive cadre sur l'eau (pour le recouvrement des coûts de traitement de l'eau potable, notamment), il n'est pas appliqué dans la pratique pour une bonne partie des micropolluants, et pas davantage pour les microplastiques. Le Pacte vert acte qu'il est nécessaire d'établir un cadre réglementaire clair, basé sur une approche du cycle de vie complet des micropolluants, au niveau de l'Union européenne, pour la mise en œuvre vraiment incitative du principe du pollueur-paiEUR, par le biais de la REP ; cela notamment dans le cadre de la révision de la directive cadre sur les eaux résiduaires urbaines (COM, 2022d). En particulier, étant donné qu'une large part des micropolluants toxiques présents dans les eaux résiduaires de l'UE proviennent de produits pharmaceutiques et cosmétiques, on peut souhaiter que cette mesure encourage la recherche et l'innovation dans le domaine des *médicaments verts* (Moermond *et al.*, 2022), ou dans celui de produits cosmétiques plus respectueux de l'environnement (L'Hadrian *et al.*, 2018), tout en rendant le financement du traitement des eaux résiduaires plus équitable.
- Dans le cadre de la transition vers une approche *une substance = une évaluation*, activation d'un mécanisme de coordination au sein de la Commission européenne, afin d'approuver et de synchroniser les actions entreprises au titre des différents règlements dans le domaine des produits chimiques, en ce qui concerne la mise en évidence des dangers, la classification et l'évaluation des risques. Cette démarche vers plus de transversalité peut aussi être interprétée comme le signe d'**une reconnaissance du caractère systémique de la problématique des pollutions toxiques**, seule approche susceptible d'enrayer la multiplication et l'intrication des impacts associés.
- **Transparence accrue** sur la composition chimique et les propriétés écotoxiques des produits proposés par les industriels, et accès facilité pour les chercheurs aux données utilisées pour les dossiers d'AMM constitués par les entreprises, qu'il s'agisse d'études écotoxicologiques ou de méthodes analytiques.

→ **Meilleure prise en compte pour la mise sur le marché des produits des interactions complexes** entre polluants, entre organismes, et avec l'environnement (la biodiversité ne pouvant pas être considérée comme une somme d'espèces isolées les unes des autres, mais comme des assemblages d'espèces interdépendantes), ainsi que des données chimiques et biologiques de terrain acquises par voie réglementaire, ou via la recherche académique.

Toujours dans le cadre de ce Pacte vert européen, et en parallèle de l'élaboration d'une nouvelle loi sur la restauration de la nature, la Commission avait proposé en juin 2022 de faire évoluer la législation via l'instauration d'objectifs juridiquement contraignants au niveau de l'Union européenne et au niveau national visant à **réduire de 50 % d'ici à 2030 l'utilisation des pesticides chimiques et les risques qui y sont associés**. Cette proposition portait également sur un cadre systématique garantissant l'utilisation de pesticides chimique seulement en dernier recours, ou encore l'interdiction de l'usage des pesticides dans les zones protégées conformément à Natura 2000, ainsi que dans toute zone écologiquement sensible à préserver en raison de la présence de polliniseurs menacés.



© marco, www.pexels.com

Illustration 20 : Le Pacte vert de l'Union européenne est la stratégie pour conduire l'Europe vers la neutralité carbone à l'horizon 2050. Il comporte des mesures pour rendre l'agriculture plus verte, reconquérir la biodiversité dégradée et réduire les déchets des Européens.

Les mesures comprenaient également l'obligation pour les agriculteurs et les autres utilisateurs professionnels de tenir des registres d'utilisation des pesticides. En outre, les États membres devaient établir des règles spécifiques à chaque culture, identifiant les alternatives à utiliser à la place des pesticides chimiques.

Un « trilogue » s'est ensuite ouvert entre la Commission européenne, le Conseil de l'Union européenne réunissant les États membres, et le Parlement européen, en vue de l'adoption définitive de ce règlement à la fin 2023, sachant que ces deux dernières instances ont apporté des modifications au projet initial de la Commission. En novembre 2023, le **Parlement de l'Union européenne a finalement rejeté l'ensemble de ces dispositions**, reportant probablement à plusieurs années la détermination d'un cadre d'actions politique susceptible de réinstaurer des objectifs avec un niveau d'ambition comparable. En attendant, une première version officielle – règlement 2024/1991 du Parlement européen et du Conseil relatif à la restauration de la nature – est parue le 24 juin 2024. Ses dispositions relatives aux pesticides restent de fait très *qualitatives*, et ne concernent que l'incitation des États membres de l'UE à mettre en place des mesures visant à obtenir une

tendance à la hausse, sans critère quantitatif, de la part des terres agricoles au sein desquelles les intrants chimiques ne sont pas utilisés sur des éléments de végétation naturelle ou semi-naturelle permanente.

En parallèle, une mission européenne de recherche intitulée **Pacte pour des sols sains en Europe** a été lancée dès 2021⁸⁰, en marge du projet d'une future directive relative à la surveillance et à la résilience des sols, et a donné naissance en 2024 à 25 premiers *laboratoires vivants* agissant sur une quarantaine de sites d'essai pour des expérimentations locales dans les zones urbaines et rurales. Il s'agit, entre autres objectifs, d'y préfigurer la transformation des pratiques des agriculteurs en matière d'utilisation des intrants chimiques, et d'y déployer des approches innovantes pour passer à des **systèmes agricoles et sylvicoles à faible consommation d'intrants, biodiversifiés et résilients**. Cela serait notamment possible *via* la mise au point de solutions de remplacement des produits phytopharmaceutiques problématiques, ainsi que de nouveaux outils et technologies pour la détection et la décontamination.

Concernant cette fois l'amont de la chaîne de valeur économique du secteur industriel de la chimie, le Pacte vert a affiché fin 2022 l'objectif d'aider davantage les investisseurs, les organisations de la société civile, les consommateurs et les autres parties prenantes à évaluer les performances, notamment environnementales, de ces entreprises, au travers de la nouvelle directive 2022/2464/UE, dite directive CSRD (UE, 2022), **réglementant la publication d'informations relatives à la soutenabilité de leurs activités**. Dans ce nouveau contexte, selon des normes élaborées par le groupe consultatif pour l'information financière en Europe, organisme indépendant réunissant différentes parties prenantes (EFRAG, 2023), les entreprises seront invitées à divulguer les politiques qu'elles ont adoptées en ce qui concerne :

- la prévention, le contrôle et l'atténuation de la pollution de l'air, de l'eau et du sol ;
- la minimisation et la substitution des substances préoccupantes selon REACh, ainsi que les microplastiques ;
- l'élimination progressive des substances extrêmement préoccupantes, toujours selon REACh ;
- la prévention des incidents potentiellement polluants.

Au travers des leviers associés aux investissements financiers dans les entreprises de la chimie, ces dispositions pourraient aider à une transition environnementale positive, car jusqu'à présent la pollution liée aux substances est rarement prise en compte dans les **critères contenus dans les évaluations environnementales, sociales et de gouvernance des entreprises**, et joue un rôle mineur dans l'investissement socialement responsable. Il faut toutefois noter que des améliorations semblables ont déjà été proposées en anticipation de la réglementation, au travers de l'*Investor Initiative on Hazardous Chemicals* (IIHC⁸¹), une initiative d'engagement collaboratif, coordonnée par l'ONG ChemSec, et menée par plus de 50 investisseurs (qui gèrent ou conseillent plus de 10 000 milliards de dollars). L'initiative vise à réduire les effets néfastes des produits chimiques dangereux, et donc l'exposition de ces investisseurs aux risques financiers liés à ces dangers. Ces investisseurs engagent pour cela un dialogue permanent avec les plus grandes entreprises chimiques mondiales cotées en bourse.

Enfin, signalons en complément qu'une autre nouvelle directive, désignée sous l'acronyme CSDDD, a été introduite par le Pacte vert au printemps 2024, portant sur le **devoir de vigilance des entreprises en matière de durabilité**. Dans le meilleur des cas, elle devrait entrer en vigueur à partir de 2027 pour les plus grosses sociétés, et contraindre ensuite les entreprises à s'assurer que leurs activités ne dégradent pas l'environnement et respectent la déclaration universelle des droits de l'homme. Ce devoir de vigilance s'applique non seulement aux activités directes de l'entreprise mais également à une large partie de leur chaîne de valeur, c'est-à-dire qu'il comprend leurs filiales, leur chaîne d'approvisionnement et les activités de l'ensemble de leurs partenaires commerciaux. Les entreprises concernées devront notamment développer un système permettant de prévoir, atténuer ou mettre un terme aux incidences négatives potentielles ou réelles. La fin de vie des produits (destruction, recyclage et gestion des déchets) n'est par contre pas concernée par cette directive, ce qui exclut de fait un pan très conséquent des déterminants de la pollution toxique.

80. https://research-and-innovation.ec.europa.eu/funding/funding-opportunities/funding-programmes-and-open-calls/horizon-europe/eu-missions-horizon-europe/soil-deal-europe_en.

81. <https://chemsec.org/knowledge/iihc/>.

4.1.2 Adapter les politiques publiques nationales pour faire face au défi systémique des pollutions

La figure 33 propose une synthèse (non exhaustive) et un agencement des besoins d'évolution exprimés au sein du présent ouvrage, visant à réduire l'emprise toxique des substances et produits de synthèse sur la biodiversité. Ces divers éléments peuvent s'articuler selon quatre grandes catégories, formant chacune un grand maillon du cycle des politiques publiques adaptatives :

1. *Via la valorisation de la R&D et des retours d'expériences territoriaux, mise à disposition d'éléments de diagnostic consensuels sur les pressions et impacts polluants, dans une forme appropriable par les acteurs de la réglementation et de la planification, en vue d'alimenter une démarche de progrès pour les cycles de politique publique ultérieurs.* Ce type de logique est déjà à l'œuvre, par exemple, dans le cadre de l'état des lieux des schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) activés à l'échelle des grands bassins hydrographiques français, en vue d'identifier les risques de non-atteinte de certains objectifs environnementaux. Dans tous les cas la nécessité doit être soulignée d'un dialogue régulier et ouvert, afin d'établir un diagnostic le plus éclairé possible des enjeux environnementaux, entre les acteurs nationaux ou des territoires et la communauté scientifique : écotoxicologues, chimistes, écologues... mais aussi chercheurs en sciences humaines et sociales. En effet, un aspect à la fois plus difficile et plus fondamental du diagnostic, trop souvent ignoré ou sous-estimé reste celui de l'analyse en sciences sociales. Ce n'est pourtant qu'au travers de ce type de regard que peuvent se révéler les déterminants et motifs structurels des habitudes pourvoyeuses de pollution, et des blocages qu'il convient de lever pour la mise en œuvre de solutions proprement durables.
2. **La réglementation**, portant tant sur l'amont du cycle de vie des substances (AMM), que sur les dimensions économiques et normatives des produits chimiques, et des rejets qu'ils génèrent. Ces aspects, qui se conforment souvent à des cadrages européens ou internationaux, sont transposés ou mis en place en France sous la responsabilité du gouvernement (ministères de l'Environnement, l'Agriculture, la Santé, notamment, pour les volets concernant la préservation de l'environnement). Cela avec le soutien des agences d'évaluation ou d'expertise (comme l'ANSES, l'ANSM, l'ADEME, le Cerema, les agences de l'eau, ou l'OFB), et des instituts de recherche, qui aident à convertir dans les évolutions réglementaires les nouvelles connaissances établies sur les enjeux environnementaux. **L'encadrement de la publicité commerciale** incitant à l'achat de produits contenant des substances potentiellement écotoxiques constitue aussi un levier fort, qui pourrait sans doute être avantageusement mobilisé par les pouvoirs publics⁸².
3. **La planification**, qui, sur la base de modes de gouvernance adaptés aux différentes échelles, encadre et rend possible la mise en œuvre de nouveaux leviers destinés à réduire les impacts polluants, selon des approches les plus systémiques possibles. La planification reflète des conceptions d'ordre stratégique sur le devenir des territoires, élaborée selon des approches partenariales avec les différents acteurs concernés, au niveau national (gouvernance par les ministères), ou bien à des échelles territoriales (sous la responsabilité des collectivités, ou au travers de plans de gestion couvrant des unités administratives de tailles variées, telles que les grands bassins hydrographiques, les espaces naturels protégés, etc.). L'exemple le plus actuel, englobant et emblématique est *La Planification écologique*, plan d'action transversal mis en place par le gouvernement français en 2022, et assis sur 250 indicateurs pour mesurer des objectifs environnementaux à atteindre à l'horizon 2030. Un certain nombre d'entre eux concernent plus ou moins directement les pollutions chimiques, comme l'objectif de doubler la surface en agriculture biologique, la réduction des emballages plastiques et l'amélioration de la réparabilité des objets, l'appui aux collectivités pour la désimperméabilisation des sols, ou encore l'aide au choix de la consommation responsable via l'affichage environnemental. Cette dynamique intègre aussi le plan d'action stratégique pour l'anticipation du potentiel retrait européen des substances actives et le développement de techniques alternatives pour la protection des cultures, plus connu sous l'acronyme « PARSADA ».

82. Une source d'inspiration peut être trouvée à ce propos dans le *Code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides* édicté conjointement en 2010 par l'OMS et la FAO, qui formulait des directives précises, endossables par les autorités des différents pays, pour la sécurisation des messages publicitaires relatifs aux pesticides.

Les évolutions souhaitables et à venir du secteur industriel de la chimie de synthèse n'y sont par contre pas identifiées en tant que telles comme des leviers écologiques.

4. Les moyens et investissements, déploiement de moyens humains, financiers et techniques, qui traduisent opérationnellement la planification, permettant l'anticipation, l'évitement ou la réduction des impacts polluants sur la biodiversité, *via* une meilleure connaissance des processus, et des capacités d'intervention accrues. Les financements associés peuvent provenir des fonds combinés européens et nationaux (par exemple *via* le plan de relance européen NextGenerationEU, qui abonde le plan France Relance, ou encore Horizon Europe pour l'axe Recherche & développement...). Les programmes 113 « Paysages, eau et biodiversité » et 380 « Fonds vert » couvrent pour leur part les financements de l'État à la SNB 2030. Comme expliqué plus haut, les redevances fiscales levées au titre du principe pollueur-payeur constituent également une source importante de financements. Des aides nationales sont également fléchées pour les entreprises engagées dans la transition écologiques⁸³.

La figure 33 déploie les quatre volants de politique publique esquissés ci-dessus, selon des listes d'actions plus spécifiques, se rapportant à certaines de celles évoquées dans la troisième partie du présent ouvrage « **Agir contre les pollutions écotoxiques** ». Les actions mentionnées en bleu renvoient à des aspects déjà identifiés dans la SNB 2030.

Figure 33



Représentation du cercle vertueux des politiques publiques, articulant ses 4 volants : Diagnostic, Réglementation, Planification, et Moyens. Les 4 encadrés correspondent listent des actions illustratives de façon non exhaustive, de chacun de ces volants. Le texte en bleu renvoie à des actions mentionnées dans la SNB 2030.

83. <https://www.economie.gouv.fr/entreprises/aides-financer-projets-travaux-ecologiques-energetiques#>.

Il semble toutefois que des verrous conséquents restent à lever en termes de cohérence des différentes politiques publiques avec les objectifs de la stratégie nationale biodiversité. Un rapport de l'inspection générale des finances (IGF) et de l'inspection générale de l'environnement et du développement durable (IGEDD), établi en novembre 2022 et relatif au financement de la SNB 2030, pointe ainsi clairement une domination majeure et persistante en France des **aides financières à des pratiques agricoles dommageables à la biodiversité**, essentiellement alimentée par la politique agricole commune (PAC) (IGF, 2022). Ce rapport identifie que les dépenses défavorables à la biodiversité se montaient à 6,7 milliards d'euros en 2022, soit 6 à 7 fois plus que les aides agricoles pouvant y être considérées comme favorables. La Cour des comptes européenne faisait déjà en 2020 le constat que la programmation PAC 2014-2022 n'avait pas permis d'inverser les tendances en matière de soutien aux pratiques agricoles défavorables à la biodiversité (CCE, 2020). L'orientation en faveur de la biodiversité des aides de la nouvelle PAC post-2023, en dépit de certains aménagements vers plus de « vert », est considérée par l'IGF/IGEDD comme insuffisante, ne permettant pas en tout état de cause d'atteindre les objectifs fixés par la SNB 2030. Cette dernière s'est toutefois fixée pour objectif de supprimer ou réformer d'ici 2030 toutes les dépenses publiques dommageables à la biodiversité « qui peuvent l'être »⁸⁴.

Ces considérations d'ordre économique paraissent trouver une illustration concrète au travers d'observations récentes en écologie scientifique. Celles-ci ont montré que les populations d'oiseaux qui vivent dans les environnements agricoles ont décliné de façon accélérée dans les nouveaux États membres à partir de l'adhésion de ces derniers à l'Union européenne (Rief *et al.*, 2024). Les auteurs en déduisent que la législation environnementale de l'UE pour améliorer l'état des populations d'espèces en danger est inopérante pour les oiseaux des terres agricoles. Dans leur cas, les effets néfastes de l'intensification de l'agriculture associée à la PAC ont très probablement pris le pas sur les avantages éventuels des mesures de conservation.

S'agissant spécifiquement des produits phytopharmaceutiques, dont la réduction de l'usage a fait l'objet de plans nationaux Écophyto successifs dédiés, en mobilisant des fonds complémentaires à ceux de la PAC, un autre rapport signé en 2021 par l'IGF (IGF, 2021) faisait déjà état de l'échec de l'ambition de massification de pratiques suffisamment économes en pesticides. Il soulignait également le manque d'alignement des différentes politiques publiques (tout en proposant des scénarios d'amélioration fondés sur la révision de la fiscalité sur les produits, les régimes d'aides, voire du niveau de contrôle des pratiques).

Ces constats préoccupants montrent combien il est important de continuer à soutenir une traduction volontariste et effective de la nouvelle PAC et des plans nationaux de type Ecophyto, pour permettre de réduire significativement l'usage d'intrants chimiques, par des aides à la mise en place de pratiques favorables à la régulation biologique et naturelle des ennemis des cultures : contrôle biologique, préservation des sols, etc., et un soutien accru à la transition (souvent coûteuse) vers des agricultures économes en intrants, comme l'agriculture biologique.

À ce propos, le dernier dispositif Écophyto 2030 met en avant l'importance de travailler à l'échelle des filières agroalimentaires et des territoires. La recherche d'alternatives aux PPP de synthèse y est menée par grandes filières agricoles (grandes cultures, fruits et légumes, plantes à parfum aromatiques et médicinales, houblon, vigne, horticulture, semence, filières ultra-marines, productions en agriculture biologique), et des territoires d'action prioritaires y sont définis (aires d'alimentation de captages, zones Natura 2000).

Certaines recommandations complémentaires, formulées en 2018 par la Fondation pour la recherche sur la biodiversité, pour sortir de la dépendance aux pesticides, et appelant l'État français à s'engager plus avant, semblent en outre intéressantes à rappeler ici :

➔ L'importance de réaffirmer des objectifs ambitieux et chiffrés sur la proportion d'exploitations bio à intégrer dans une révision des plans de filières agricoles établis lors des États généraux de l'alimentation ;

84. Mesure 37 « Mobiliser les financements publics en faveur de biodiversité et réduire les dépenses publiques dommageables à la biodiversité, en s'appuyant sur les démarches de « budget vert » », Action 5.

→ L'opportunité que représenterait le développement d'une approche assurantielle des risques (fonds de compensation), qui permettrait d'envisager de ne pas recourir à des traitements phytopharmaceutiques, notamment quand la pression épidémique est faible, les éventuelles pertes de rendement imputables aux dégâts étant compensées par un remboursement financier assuré par une « caisse d'assurance maladie des plantes », à l'instar du système mis en place dans le nord-est de l'Italie (Furlan et al., 2014). Le récent appel à manifestation d'intérêt « Prise de risque amont-aval et massification de pratiques visant à réduire l'usage des produits phytopharmaceutiques sur les exploitations agricoles » lancé par le gouvernement fin 2024, et doté de 90 millions d'euros, constitue un cadre alternatif intéressant à cet égard.

Ainsi, face à la multitude des déterminants et des formes de la pollution écotoxique mis en évidence dans cet ouvrage, il apparaît clairement que **l'ensemble des dimensions évoquées au sein de ce chapitre « Agir » doivent être activées concomitamment** pour espérer une lutte efficace contre les pollutions, depuis le questionnement sur la réelle nécessité des produits, leur écoconception, leurs conditions de mise sur le marché, l'adaptation de leurs utilisations et des pratiques qui les mobilisent, l'aménagement des territoires, le renforcement des compétences et des connaissances des acteurs concernés, une information robuste, claire et accessible pour le grand public, ou encore l'évolution des diverses réglementations sectorielles. **En pratique, cela implique la mise en place de gouvernances pluridisciplinaires susceptibles d'articuler ces différents leviers, aux différentes échelles de gestion, et des politiques publiques incitatives.**

Cette conclusion rejoint d'ailleurs une intéressante et convaincante analyse de la nécessité d'une telle approche intégrée et multi-niveaux, qui avait déjà été exposée en Suisse dès 2014, s'agissant plus spécifiquement de la gestion durable des micropolluants aquatiques (Metz & Ingold, 2014).

Cette exigence de transversalité se décline également au niveau des politiques locales. Des éléments méthodologiques, à disposition des acteurs des territoires, ont depuis été détaillés et formalisés, s'agissant de la gestion multi-sources des micropolluants urbains (Lecomte & Staub, 2022).

La figure 34 illustre, de façon sommaire et en s'inspirant de recommandations formalisées par l'Astee (Astee 2021b ; Astee, 2023), les composantes d'une telle approche intégrée au niveau d'un territoire urbain, pour le cas particulier de la lutte contre les pollutions plastiques transférables aux milieux aquatiques.

Figure 34



Source / conception : Pierre-François Staub

Stratégie intégrée de lutte contre la pollution plastique urbaine, associant une prise en compte du secteur économique (en rouge) visant à réguler la nature des matériaux approvisionnés sur le territoire autant que la gestion des déchets collectés, l'organisation de changements dans les pratiques potentiellement polluantes des usagers locaux (en orange), et l'optimisation de la gestion du territoire pour prévenir, connaître et réguler les flux de déchets échappant à la collecte (en violet).

4.2 - Une seule combinaison gagnante : transparence, solidarité écologique et sobriété chimique

Le paradoxe auquel nous faisons face est désormais que même si de nombreux produits mis sur le marché incorporent progressivement davantage de composants intrinsèquement plus *durables*, la **pression globale exercée sur l'environnement par les émissions et l'exposition aux substances chimiques contenues dans ces produits continue d'augmenter**. Cela en raison de la diversification et de la consommation croissantes des produits, des substances chimiques qu'ils contiennent, et de l'accumulation de leurs effets dans les écosystèmes (initiée il y a parfois plusieurs décennies, voire des siècles pour les pollutions minières).

En effet, **une fois les substances écotoxiques mises sur le marché, les solutions de remédiation à leur fuite dans l'environnement, bien que nécessaires, sont rarement aussi efficaces qu'il serait souhaitable**. C'est le cas, pour exemples, du faible taux observé de recyclage des matières plastiques, de la sécurisation relative des cours d'eau offerte par les zones tampons en agriculture, ou de l'abattement trop partiel des micropolluants en station de traitement des eaux usées.

Cette exposition grandissante, couplée à d'autres phénomènes d'ampleur, dont le changement climatique et l'emprise croissante des infrastructures humaines, aggrave la pression sur beaucoup d'espèces identifiées comme menacées d'extinction. Mais plus largement, et surtout, comme l'attestent les multiples études scientifiques *sentinelles* citées dans le présent ouvrage, **elle affecte très probablement, sans que nous puissions les dénombrer, des myriades de populations non identifiées, constitutives de la biosphère (plante, microbiote, microfaune, macrofaune)**. Cela au travers d'effets directs ou indirects, du fait des interdépendances écosystémiques, ou encore d'effets de mélanges et cumulatifs, qui s'expriment de façon insidieuse, sur le long terme, et souvent de manière irréversible. **Au-delà de la disparition de certaines espèces suivies et documentées, la forte diminution des effectifs rend l'ensemble des espèces de plus en plus inaptes à une adaptation suffisamment rapide à ces diverses pressions.**

En retour, des impacts économiques, sanitaires et sociaux considérables sont déjà en cours, ou attendus pour les décennies à venir, le plus souvent non quantifiables du fait de notre connaissance probablement très partielle des processus endommagés. Cette ignorance assez vertigineuse sur l'ampleur réelle et la nature des impacts de la pollution questionne fortement l'efficacité écologique des instruments de régulation actuels, que ce soit au niveau de la mise sur le marché, de l'évaluation des impacts des installations polluantes, ou de celle de la qualité chimique des milieux impactés. Et cela de façon particulièrement aiguë pour des compartiments sensibles et largement orphelins de connaissances, tels que les sols ou le milieu marin.

Une priorité forte demeure au soutien du développement de la connaissance sur les pollutions chimiques et de la R&D susceptible de l'améliorer, de la surveillance, et de la science à l'interface entre écotoxicologie et écologie. Les techniques de surveillance environnementale deviennent plus puissantes, et les actuels paradigmes d'évaluation des impacts, trop partiels, sont déjà remises en cause au travers d'innovations méthodologiques prometteuses. En Europe, des directives environnementales telles que la DCE et la DCSMM auront soutenu, depuis le début du siècle, un essor sans précédent des méthodes de détection de la présence des contaminants et de leurs effets sur la biodiversité aquatique, bien que le spectre des composés et des effets pris en compte réglementairement reste très limité. Le dialogue essentiel entre la communauté scientifique, les réglementations en amont sur les produits et les réglementations environnementales en aval commence seulement à se consolider, la gestion commune et la transparence des données et informations à se structurer, et les communautés correspondantes de gestionnaires et de scientifiques à croiser leurs visions au service de stratégies plus holistiques.

Dans le même temps, il s'agit bien de ne pas attendre de tout savoir pour réduire fortement, dès à présent, les pressions de pollution sur tous les compartiments de l'environnement.

La gestion politique qui se met en place en Europe sur la pollution plastique fournit un exemple inspirant, avec de nombreuses dispositions, parfois réglementairement contraignantes (telle l'interdiction de nombreux objets à usage unique), qui ont été prises ces dernières années, et ce sur le fondement des observations de terrain et des préoccupations scientifiques récentes, tout en **en acceptant les incertitudes, et en actionnant le principe de précaution** (Nielsen *et al.*, 2023).

Ces dispositions vertueuses seront-elles néanmoins suffisantes ? On peut en douter, la croissance prévue des déchets plastiques au niveau mondial, dépassant, même dans les scénarios les plus ambitieux actuellement envisagés à l'échelle des nations, les efforts déployés pour réduire la pollution plastique (Borrelle et al., 2020). Les experts s'accordent désormais sur la nécessité absolue de fixer par surcroît des limites mondiales pour la production, en l'occurrence de plastique vierge, ou de créer des normes harmonisées pour la conception des matériaux de base, afin qu'ils soient, en pratique, directement récupérables et recyclables.

En attendant que de tels progrès significatifs voient le jour, c'est bien la sobriété, et les principes de précaution, de prévention et de solidarité écologique, qui doivent impérativement et radicalement primer, à grande échelle, s'agissant de notre recours à la multitude de produits intégrant ces composants chimiques de synthèse.

Cette nécessité de sobriété vient souvent, tout au moins dans les argumentaires couramment entendus, et parfois rapidement mais largement dispensés, percuter des tendances fortes ou des objectifs identifiés comme prioritaires, au niveau européen ou national, tels que la réindustrialisation, la souveraineté alimentaire, ou tout simplement la croissance économique fondée sur l'activité marchande et le « shopping » (qui trouve une traduction contemporaine très impactante via l'e-commerce). Ces contradictions, parfois réelles, et parfois brandies par crainte des effets que supposeraient une vraie transition vers plus de sobriété chimique, appellent urgentement une consultation concrète de la société sur ces questions, et la construction politique de consensus sociaux sur la hiérarchisation des enjeux : quelle priorité accorder aux transformations sociétales requises pour préserver l'intégrité de la biodiversité et de notre environnement vital, aujourd'hui, et demain ? Des enjeux qui transcendent la seule question des produits chimiques, mais qui impliquent le renouvellement du cadre global de leur gestion.

La « sobriété chimique » reste encore aujourd'hui un concept confidentiel, mais son adoption par les politiques publiques, et la société en général, semble incontournable si l'on souhaite restaurer la santé des écosystèmes, et par là même préserver celle de l'humanité. Il s'agit très concrètement de réduire l'utilisation ou la consommation de composés chimiques étrangers au cycle de la vie, parfois identifiés sous le terme savant de xénobiotiques (« étranger à la vie »), présents dans l'essentiel des productions de la chimie industrielle, et de s'interroger sur la nécessité de leur consommation. Cette approche globale de sobriété se décline pour les usagers finaux des produits mais également en amont, dans le champ de l'innovation industrielle, au travers de la mise en œuvre du paradigme de chimie circulaire décrit précédemment (cf. §3.2). Cela avant même de considérer la gestion de leurs possibles rejets dans l'environnement, au travers de mécanismes administratifs. Ces derniers, en dépit de leur nécessité, restent en effet intrinsèquement inaptes à remédier aux enjeux liés à l'accumulation et la complexité des pollutions et de leurs impacts, dont nous avons vu dans cet ouvrage qu'ils sont myriades. Contrairement à d'autres sobriétés (hydrique, énergétique), la sobriété chimique devrait même conduire, pour les substances de synthèse, non seulement à réduire leur usage, mais progressivement à s'en passer partout où c'est possible, à l'instar des énergies fossiles (cf. l'objectif de « sortie progressive des énergies fossiles d'ici 2050 » issu de la COP 28 de Dubaï), qui par ailleurs partagent avec la chimie de synthèse leur matière première principale : le pétrole.

Il s'agit donc désormais d'incarner les principes de sobriété chimique et de solidarité écologique dans les formes d'action évoquées dans la troisième partie du présent ouvrage, par exemple en agroécologie, au travers de la reconception des systèmes de culture conventionnels, ou encore au niveau de l'industrie chimique elle-même, en application du principe *Safe and sustainable by design* (sûr et durable par conception) promu par la Directive européenne du même nom, via une mise en œuvre de la chimie circulaire si possible, pour l'ecoconception des produits. D'autres gisements de sobriété sont à trouver dans nos propres pratiques individuelles, en questionnant plus systématiquement la nécessité réelle ou le sens même de nos usages des produits, et en privilégiant pour ceux-ci, lorsque l'information est accessible, les formulations les plus naturelles. En contribuant également, chacune et chacun, à ce que ces préoccupations et ces valeurs soient propagées autour de nous...

À cet égard, il semble important, pour ces enjeux, de ne pas réduire la sensibilisation des citoyens à la seule question des petits gestes, au détriment de celle des grands choix politico-économiques. Cette sensibilisation est à parfaire auprès des médias, des professionnels et des acteurs des territoires, dont en particulier les élus. Au-delà de la retenue qui s'impose dans la consommation et les usages individuels des produits, il importe en effet que les préoccupations ici mises en lumière, s'agissant de la précarité du système global de gestion

des produits chimiques et de leurs utilisations, soient portées et traitées avec plus de force et de transparence par le collectif et les pouvoirs publics. Ceci notamment **afin que, dans un avenir proche, la réglementation et les politiques publiques soient poussées à tenir véritablement compte de l'effet cumulatif et absolu des externalités écotoxiques**, rompant ainsi avec le paradigme illusoire et délétère d'une biosphère capable d'absorber la combinaison d'un nombre indéfini de contaminants.

À l'instar de la lutte contre le réchauffement planétaire, une course contre la montre est engagée, avec le lourd handicap que les effets des micropolluants, objets sans forme ni couleur ni odeur, ne provoquant pas de canicules ou d'inondations, restent éminemment discrets et nettement moins médiatisés que d'autres fléaux.

Diverses pistes pour renouveler le cadre d'action devraient faire appel à tous les leviers possibles, techniques, économiques, juridiques, sociaux, culturels, dont nous nous sommes attachés à esquisser les formes à l'intérieur du présent ouvrage et qui peuvent aisément s'appréhender au sein d'un cycle vertueux diagnostic / réglementation / planification / moyens, tel que proposé dans la figure 33.

Pour conclure, les éléments exposés dans la présente synthèse auront démontré le **caractère à la fois protéiforme et systémique de la question des incidences toxiques sur la nature**. De fait, cette dimension transversale apparaît encore insuffisamment retraduite dans le cadre des politiques publiques. Des instruments de politique publique aux périmètres élargis préexistent toutefois, tels que le Plan national santé environnement ou la SNB 2030, qui interagissent déjà avec de nombreux plans relatifs aux pollutions chimiques (Plans micropolluants, éco-antibio, écophyto, polluants atmosphériques, biodiversité, perturbateurs endocriniens). Une ambition de gouvernance interministérielle est d'ores et déjà affichée au sein de la toute récente SNB 2030, dans le cadre *Une seule santé*⁸⁵. Il serait sûrement intéressant de capitaliser sur cette organisation, pour **mettre en cohérence et en synergie, les informations résultant des différents dispositifs de connaissance, ainsi que les actions de lutte contre les multiples pollutions, d'origines sectorielles diverses**, qui altèrent toutes de façon semblable et cumulative, une même cible : le vivant.



© Pierre-François Staub

Illustration 21 : « Limite planétaire ». Littoral portugais, 2018

85. Action 2 « Conforter la gouvernance interministérielle *Une seule santé* » de la mesure 29 « Intégrer l'approche *Une seule santé* dans les politiques publiques et dans les territoires ».

Bibliographie

Partie 1

Ågerstrand M., Arinaitwe K., Backhaus T. et al. 2023. Key Principles for the Intergovernmental Science-Policy Panel on Chemicals and Waste. *Environmental Science & Technology* (57) pp. 2205–2208. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08283>.

ANSES 2020. Expertise hors évaluation de risques relative à la mise en œuvre des dispositions relatives à l'information des consommateurs sur les substances chimiques dans les produits, prévues à l'article 13 de la loi n°2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire, dite « loi AGEC ». Saisine no 2020-SA-0118. *Avis de l'Anses*. <https://www.anses.fr/fr/system/files/CONSO2020SA0118-1.pdf>.

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) pp. 84-90. <https://doi.org/10.1002/fee.1450>.

Bolinius D.-J., Sobek, A., Löf M.F., Undeman, E. 2018. Evaluating the consumption of chemical products and articles as proxies for diffuse emissions to the environment. *Environmental Science: Processes & Impacts* (20) pp. 1427-1440. <https://doi.org/10.1039/C8EM00270C>.

Breivik K., Arnot J.A., Brown T.N., McLachland M.S., Waniac F. 2012. Screening organic chemicals in commerce for emissions in the context of environmental and human exposure. *Journal of Environmental Monitoring* (14) pp. 2028-2037. <https://doi.org/10.1039/C2EM30259D>.

CDB - Convention sur la diversité biologique 2022. Décision adoptée par la conférence des parties à la convention sur la diversité biologique. Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal. CBD/COP/DEC/15/4. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-fr.pdf>.

Civity Management Consultants 2017. Pharmaceutical Usage in the context of demographic change: The significance of growing medication consumption in Germany for raw water resources. https://civity.de/asset/en/sites/2/2018/05/civity_pharmaceutical_usage_in_the_context_of_demographic_change_executive_summary_english_version_20170918.pdf.

Collini L., Hausemer P., Bosch Chen I. et al. 2022. Analysis of the environmental footprint of online sales in the context of the circular economy. Publication for the committee on Internal Market and Consumer Protection (IMCO), Policy Department for Economic, Scientific and Quality of Life Policies, European Parliament, Luxembourg. [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2022/734013/IPOL_STU\(2022\)734013_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2022/734013/IPOL_STU(2022)734013_EN.pdf).

COM - Commission Européenne 2019a. Communication « Le Pacte vert pour l'Europe » de la Commission au Parlement européen, au Conseil européen, au Comité économique et social européen et au Comité des régions, 11 décembre 2019, COM(2019) 640 final. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0022.02/DOC_1&format=PDF.

COM 2021a. Plan d'action de l'Union européenne : « Vers une pollution zéro dans l'air, l'eau et les sols » COM (2021) 400 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021DC0400>.

Cousins I.T., Johansson J.H. et al. 2022. Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental Science & Technology* 56(16) pp. 11172-11179. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02765>.

Dalberg Advisors et al. 2021. Plastics: the costs to society, the environment and the economy. *WWF International Report*. <https://media.wwf.no/assets/attachments/Plastics-the-cost-to-society-the-environment-and-the-economy-WWF-report.pdf>.

D'Hugues P., Christmann P., Didier C. 2022. Mine responsable : est-ce possible ? Géoscience 26. BRGM Éditions pp. 48-53. <https://www.debatpublic.fr/sites/default/files/2024-03/GEO-26-080622-3-Mine-Responsable.pdf>.

ECHA 2021. Forum REF-8 project report on enforcement of CLP, REACh and BPR duties related to substances, mixtures and articles sold online. ECHA-21-R-10-EN. https://echa.europa.eu/documents/10162/17088/project_report_ref-8_en.pdf/ccf2c453-da0e-c185-908e-3a0343b25802?t=1638885422475.

FCEC - Food Chain Evaluation Consortium 2015. Ad-hoc study on the trade of illegal and counterfeit pesticides in the EU. Study for European Commission, Executive Summary. https://food.ec.europa.eu/document/download/9406b18f-1189-4503-a1d1-6214c427d379_en?filename=pesticides_ppp_illegal-ppps-study.pdf.

Fuller R., Landrigan P.J., Balakrishnan K. et al. 2022. Pollution and health: a progress update. *The Lancet Planetary Health. Review.* (6:6) e535-547, [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(22\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(22)00090-0).

Green C., Bilyanska A., Bradley M. et al. 2023. A Horizon Scan for Chemical Pollution Issues in 2022. Table S.1. *Environmental Toxicology and Chemistry* 42(6) pp. 1212-1228. <https://doi.org/10.1002/etc.5620>.

Gregoir L., Van Acker K. 2022. Metals for Clean Energy: Pathways to solving Europe's raw materials challenge. *KU Leuven & Eurometaux report.* <https://www.eurometaux.eu/media/jmxf2qm0/metals-for-clean-energy.pdf>.

Groh K., Vom Berg C., Schirmer K. & Tlili A. 2022. Anthropogenic chemicals as underestimated drivers of biodiversity loss: Scientific and societal implications. *Environmental Science & Technology* 56 pp. 707-710. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c08399>.

Hogue A. S., Breon K. 2022. The greatest threats to species. *Conservation Science and Practice* 4. <https://doi.org/10.1111/csp2.12670>.

IPBES 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Version 1). Section 2.1.15. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>.

Jaureguiberry P., Titeux N., Wiemers M. et al. 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances* 8. <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abm9982>.

Kristiansson E., Coria J., Gunnarsson L. & Gustavsson M. 2021. Does the scientific knowledge reflect the chemical diversity of environmental pollution - A twenty-year perspective. *Environmental Science & Policy* 126 pp. 90-98. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.09.007>.

Ling A.L. 2024 Estimated scale of costs to remove PFAS from the environment at current emission rates, *Science of The Total Environment* 918. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170647>.

Linn P., Almroth C., Bethanie M. et al. 2022. Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environmental Science & Technology* 56(3) pp. 1510-1521 <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>.

Luckeneder S., Giljum S., Schaffartzik A., Maus V., Tost M. 2021. Surge in global metal mining threatens vulnerable ecosystems. *Global Environmental Change* 69. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102303>.

MacLeod M., Arp H.-P. H., Tekman M.-B., Jahnke A. 2021. The global threat from plastic pollution. *Science*. 373(6550) pp. 61-65. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abg5433>.

Marcantonio R., Javeline D., Field S., Fuentes A. 2021. Global distribution and coincidence of pollution, climate impacts, and health risk in the Anthropocene. *PLoS ONE* 16(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254060>.

Martins-Oliveira A.T., Zanin M., Canale G. et al. 2021. A global review of the threats of mining on mid-sized and large mammals. *Journal for Nature Conservation* 62. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126025>.

Melun G., Boyer P. à paraître. Impacts des activités minières sur les milieux et la biodiversité, *Rapport de synthèse OFB*.

Mueller L. K., Ågerstrand M., Backhaus T. et al. 2023. Policy options to account for multiple chemical pollutants threatening biodiversity. *Environmental Science: Advances* 2 pp. 151-161. <https://doi.org/10.1039/D2VA00257D>.

Paul M. J., LeDuc S. D., Lassiter M. G. et al. 2022 Wildfire induces changes in receiving waters. A review with considerations for water quality management. *Water Resources Research* 58. <https://doi.org/10.1029/2021WR030699>.

Philipps, K.A., Yau A., Kristin Favela K.A. et al. 2018. Suspect Screening Analysis of Chemicals in Consumer Products. *Environmental Science & Technology* 2018 52(5) pp. 3125-3135. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04781>.

PNUE - United Nations Environment Programme 2013. Global Chemicals Outlook - Towards Sound Management of Chemicals. ISBN: 978-92-807-3320-4. <https://www.unep.org/resources/report/global-chemicals-outlook-towards-sound-management-chemicals>.

Sánchez-Bayo F, Wyckhuys K. A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers, *Biological Conservation* 232 pp. 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.

Schuster P. F., Schaefer K. M., Aiken G. K. et al. 2018. Permafrost stores a globally significant amount of mercury. *Geophysical Research Letters* 45 pp. 1463-1471. <https://doi.org/10.1002/2017GL075571>.

Sigmund G., Ågerstrand M., Antonelli A. et al. 2023. Addressing chemical pollution in biodiversity research. *Global Change Biology* 29(12) pp. 3240-3255. <https://doi.org/10.1111/gcb.16689>.

Stenmarck, Å., Belleza, E. L., Fråne, A., Busch, N., Larsen, Å. & Wahlström, M. 2017. Hazardous substances in plastics: ways to increase recycling. *TemaNord* 505. <https://doi.org/10.6027/TN2017-505>.

Systext 2021. Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 1. *Rapport d'étude Systext*. <https://www.systext.org/node/1785>.

Szabo D, Fischer S., Mathew AP, Kruve A. 2024 Prioritization, Identification, and Quantification of Emerging Contaminants in Recycled Textiles Using Non-Targeted and Suspect Screening Workflows by LC-ESI-HRMS. *Analytical Chemistry* 96 (35), 14150-14159.DOI:10.1021/acs.analchem.4c02041.

Tang, F.H.M., Lenzen, M., McBratney, A. et al. 2021. Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nature Geoscience* (14) pp. 206-210. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00712-5>.

Wagner M., Monclús L., Arp H.-P. H. et al. 2024. State of the science on plastic chemicals - Identifying and addressing chemicals and polymers of concern. Projet PlastChem. <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.10701706>.

Partie 2

Abdullahi M., Zhou J., Dandapani V., Chaturvedi A. & Orsini L. 2022. Historical exposure to chemicals reduces tolerance to novel chemical stress in daphnia (waterflea). *Molecular Ecology* (31) pp. 3098-3111. <https://doi.org/10.1111/mec.16451>.

ADEME 2014. Prévision de l'impact des dépôts atmosphériques azotés et du changement climatique sur la biodiversité forestière en France. Apport de la modélisation dynamique des charges critiques azotées. Rapport d'étude. <https://librairie.ademe.fr/air-et-bruit/1716-prevision-de-l-impact-des-depots-atmospheriques-azotes-et-du-changement-climatique-sur-la-biodiversite-forestiere-en-france.html>.

AESN - Agence de l'eau Seine Normandie 2020. État des lieux 2019 du bassin de la Seine et des cours d'eaux côtiers normands. https://www.eau-seine-normandie.fr/sites/public_file/inline-files/AESN_etat_lieux_janvier20.pdf.

Affeld, K., Hill, K., Smith, L.A., Syrett, P. 2003. Toxicity of herbicides and surfactants to three insect biological control agents for *Cytisus scoparius* (Scotch broom). *Proceedings of the XI International Symposium on Biological Control of Weeds*, Canberra pp. 375-380.

Agreste 2021. *Essentiels Hauts de France* (12). https://draaf.hauts-de-france.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Essentiel_12-FERTILISATION2017_cle0759c8.pdf.

Ali A.-E., Sloane D.R., Strezov V. 2018. Assessment of Impacts of Coal Mining in the Region of Sydney, Australia on the Aquatic Environment Using Macroinvertebrates and Chlorophyll as Indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(7). <https://doi.org/10.3390/ijerph15071556>.

Allen S., Allen D., Moss K. et al. 2020. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS ONE* 15(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232746>.

Alzieu C. 2000. Environmental impact of TBT: the French experience. *Science of The Total Environment* 258(1-2) pp. 99-102. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00510-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00510-6).

Andrews D.Q., Stoiber T., Temkin A.-M., Naidenko O.V. 2023. Discussion. Has the human population become a sentinel for the adverse effects of PFAS contamination on wildlife health and endangered species? *Science of the Total Environment* (901). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165939>.

Annamalai J. & Namasivayam V. 2015. Endocrine disrupting chemicals in the atmosphere: Their effects on humans and wildlife. *Environment international* (76) pp. 78-97. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.006>.

Anthony, M. A., Bender S.F. & van der Heijden M.G.A. 2023. Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120(33). <https://doi.org/10.1073/pnas.2304663120>.

ANSES 2020. Avis relatif à « Antibiorésistance et environnement - État et causes possibles de la contamination des milieux en France par les antibiotiques, les bactéries résistantes aux antibiotiques et les supports génétiques de la résistance aux antibiotiques ». Rapport d'expertise collective. Édition scientifique. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2016SA0252Ra.pdf>.

ANSES 2021. Note d'appui scientifique et technique de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à la recommandation de niveaux en cadmium dans les matières fertilisantes permettant de maîtriser la contamination en cadmium des sols et des productions agricoles et l'exposition de la population humaine. <https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2021AST0120.pdf>

ANSES 2023. Avis de l'Anses relatif à l'évaluation des risques des substances chimiques pour les récifs coralliens. Saisine no 2018-SA-0241. Juin 2023. <https://www.anses.fr/fr/system/files/REACH2018SA0241Ra.pdf>.

Anza I., Vidal D., Laguna C. et al. 2014. Eutrophication and bacterial pathogens as risk factors for avian botulism outbreaks in wetlands receiving effluents from urban wastewater treatment plants. *Applied and Environmental Microbiology* 80(14) pp. 4251-4259. <https://doi.org/10.1128/AEM.00949-14>.

Armitage H.F., Britton A.J., Van der Wal R., Woodin S.J. 2014. The relative importance of nitrogen deposition as a driver of *Racomitrium* heath species composition and richness across Europe. *Biological Conservation* 171 pp. 224-231. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.039>.

Ashauer, R. 2016. Post-ozonation in a municipal wastewater treatment plant improves water quality in the receiving stream. *Environmental Sciences Europe* 28 art.1. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0068-z>.

Assemblée Nationale. 2018. Rapport d'information déposé par la mission d'information sur la ressource en eau, n°1101, du 26 juin 2018. https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/rapports/mieau/l15b1101_rapport-information#.

Aulsebrook LC, Bertram MG, Martin JM, Aulsebrook AE, Brodin T et al. 2020. Reproduction in a polluted world: implications for wildlife. *Reproduction* 160(2) R13-R23. doi: 10.1530/REP-20-0154.

Averill C., Bhatnagar J.M. & Dietze M.C. 2018. Continental-scale nitrogen pollution is shifting forest mycorrhizal associations and soil carbon stocks. *Global Change Biology* 24 pp. 4544-4553. <https://doi.org/10.1111/gcb.14368>.

Aznar-Alemany O., Giménez J., de Stephanis R., Eljarrat E., Barceló D. 2017. Insecticide pyrethroids in liver of striped dolphin from the Mediterranean Sea. *Environmental Pollution* 225 pp. 346-353. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.060>.

Bancel S., Cachot J., Blaya M. et al. 2025 Water quality of spawning grounds constrains the population dynamics of an emblematic diadromous species (*Alosa alosa*). *Environ Biol Fish* 108 : 821-834. <https://doi.org/10.1007/s10641-025-01687-7>.

Barraza A.D., Young L., Smith C.E. et al. 2023. Exploring contaminants as a disruptor of temperature-dependent sex determination in sea turtle hatchlings. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1238837>.

Battisti L., Potrich M., Sampaio A. R., Castilhos Ghisi N. de et al. 2021. Is glyphosate toxic to bees? A meta-analytical review. *The Science of the Total Environment* 767. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.145397.

Beaumelle L., Tison L., Eisenhauer et al. 2023. Pesticide effects on soil fauna communities - A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 60(7) pp. 1239-1253. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14437>.

Bellasi A, Binda G, Pozzi A et al. 2020. Microplastic Contamination in Freshwater Environments: A Review, Focusing on Interactions with Sediments and Benthic Organisms. *Environments* 7(4). <https://doi.org/10.3390/environments7040030>.

Beketov A., Kefford B.J., Schäfer R.B., & Liess M. 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. Proceeding of the National Academy of Science of the United States, 110(27) pp. 11039-11043. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>.

Berger E., Haase P., Sundermann A. 2016. Field data reveal low critical chemical concentrations for river benthic invertebrates. *Science of the Total Environment* 544 pp. 864-873 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.006>.

Berio E. et al. 2020. Biological and toxicological contamination of cetaceans in the Pelagos Sanctuary: assessment, origin, monitoring and mitigation. Pelagos Secretariat Convention No 2018-03.

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) pp. 417-426. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.417>.

Berny P., Vilagines L., Cugnasse J.M., Mastain O. 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 pp. 71-82 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.003>.

Billings A., Carter H., Cross R.K., et al. 2023 Co-occurrence of macroplastics, microplastics, and legacy and emerging plasticisers in UK soils. *Science of the Total Environment* 880-163258. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163258>.

- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L. et al. 2020. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology Evolution* 4 pp. 1060-1068. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>.
- Bisi T.L., Lepoint G., Azevedo A.D.F. et al. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators* 18 pp. 291-302. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.015>.
- Blanco-Moreno J.M., Caballero-López B., Cook S.M. et al. 2024, Species Sensitivity Distribution (SSD) profiles towards-cyhalothrin for key ecosystem service provider (ESP) species across five European countries representing different pedoclimatic zones. *Science of the Total Environment* 954 - 176412. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176412>.
- Bossart G. D. et al. 2011 Marine Mammals as Sentinel Species for Oceans and Human Health. *Veterinary Pathology* 48 (3) : 676-690. doi:10.1177/0300985810388525.
- Bourdat-Deschamps M., Ferhi S., Bernet N. et al. 2017. Fate and impacts of pharmaceuticals and personal care products after repeated applications of organic waste products in long-term field experiments. *Science of the Total Environment* 607-608 pp. 271-280. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.240>.
- Brahney J., Hallerud M., Heim E. et al. 2020. Plastic rain in protected areas of the United States. *Science* 368(6496) pp. 1257-1260 <https://doi.org/10.1126/science.aaz5819>.
- Brand J.A., Michelangeli M., Shry S.J., et al. 2025. Pharmaceutical pollution influences river-to-sea migration in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Science* 388, 217-222. <https://doi.org/10.1126/science.adp7174>
- Brettschneider D.J., Spring T., Blumer M. et al. 2023. Much effort, little success: causes for the low ecological efficacy of restoration measures in German surface waters. *Environmental Sciences Europe* 35. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00736-1>.
- Briand J.F, Jacquet S., Bernard C., Humbert J.F. 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research* 34(4) pp. 361-77. doi: 10.1051/vetres:2003019.
- Bro, E., Devillers, J., Millot, F. et al. 2016. Residues of plant protection products in grey partridge eggs in French cereal ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research* 23 pp. 9559-9573 <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6093-7>.
- Brühl, C., Schmidt, T., Pieper, S. et al. 2013. Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? *Scientific Reports* 3. <https://doi.org/10.1038/srep01135>.
- Bub S, Wolfram J, Petschick LL, Stehle S, Schulz R. 2022. Trends of total applied pesticide toxicity in German agriculture. *Environmental Science & Technology* 57(1) pp. 852-861. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.2c07251>.
- Buechley E. R. & Şekercioğlu Ç. H. 2016. The avian scavenger crisis: Looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions. *Biological Conservation* 198 pp. 220-228. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.001>.
- Büttner O., Jawitz J.W., Birk S. & Borchardt D. 2022. Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe. *Water Research* (217) art.118382. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118382>.
- Camizuli E., Monna F., Alibert P. et al. 2014. Impact des anciens sites miniers et métallurgiques sur les écosystèmes actuels. Synthèse des principaux résultats. In Collection EDYTEM. Cahiers de géographie (17). *Exploitations minières passées et présentes. Impacts environnementaux et sociétaux.* pp. 85-98. <https://doi.org/10.3406/edyte.2014.1277>.
- Cardoso O., Porcher J. M., Sanchez W. 2014. Factory-discharged pharmaceuticals could be a relevant source of aquatic environment contamination: review of evidence and need for knowledge. *Chemosphere* 115 pp. 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.004>.
- Cardoso P., Barton P.S., Birkhofer K. et al. 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* 242. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>.

Carles L, Gardon H, Joseph L. et al. 2019. Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment International* 124 pp. 284-293. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.064>.

Carter L.J., Agatz A., Kumar A., Williams M. 2020. Translocation of pharmaceuticals from wastewater into beehives. *Environment International* 134. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105248>.

CC - Cour des comptes 2022. Observations définitives. La gestion des risques liés aux installations classées pour la protection de l'environnement dans le domaine industriel. Exercices 2010-2022. S2023-1508. <https://www.ccomptes.fr/fr/publications/la-gestion-des-risques-lies-aux-installations-classees-pour-la-protection-de>.

Center for Biological Diversity 2022. Lawsuit Filed Against EPA to Protect Endangered Species From Cadmium Pollution. <https://biologicaldiversity.org/w/news/press-releases/lawsuit-filed-against-epa-to-protect-endangered-species-from-cadmium-pollution-2022-03-22/>.

Chan J.K., Parasurama S., Atlas R., Xu R. et al. 2024. Olfaction in the Anthropocene: NO₃ negatively affects floral scent and nocturnal pollination. *Science* 383(6683) pp. 607-611. doi: 10.1126/science.ad0858.

Cheron M. & Brischoux F. 2020. Aminomethylphosphonic acid alters amphibian embryonic development at environmental concentrations. *Environmental Research* 190. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109944>.

Chiron, F., Chargé, R., Julliard, R. et al. 2014. Pesticide dose, landscape structure and their relative effects on farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 18) pp. 153-160. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.013>.

Chollet C., Cruz J., Dufour V. et al. 2018. Mapping des substances organiques, flux et sources à l'échelle de la métropole, et listes des substances traceurs de sources. Projet REGARD. Livrables n°132 et 135. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/2019-08/REGARD_Livrable-132_sous-tache_1-3-1_Micropolluants-organiques_V2018-09-04_VF_synthese-inclue.pdf.

COM - European Commission 2000 Décision de la Commission CEE du 3 mai 2000, remplaçant la décision 94/3/CE établissant une liste de déchets en application de l'article 1^{er}, point a), de la directive 75/442/CEE du Conseil relative aux déchets et la décision 94/904/CE du Conseil établissant une liste de déchets dangereux en application de l'article 1^{er}, paragraphe 4, de la directive 91/689/CEE du Conseil relative aux déchets dangereux [archive]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000D0532-20150601>.

COM 2015. European red list of marine fishes. Directorate-General for Environment. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/082723>.

COM 2022a Consumption Footprint: assessing the environmental impacts of EU consumption. Life Cycle Assessment (LCA) based set of indicators for supporting the European Green Deal ambitions. *Science Policy Brief*. https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/JRC126257_science_for_policy_brief.pdf.

COM 2022b. Questions and Answers on the new EU rules on treating urban wastewater. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/qanda_22_6281.

COM 2024a. First annual report on key findings from the European Monitor of Industrial Ecosystems (EMI). *Staff working document. Accompanying the document Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions "The 2024 Annual Single Market and Competitiveness Report"* COM(2024) 77 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52024SC0077>.

Cousin C., Michel P., Monfort D. 2022. Guide méthodologique de gestion des anciennes décharges situées sur ou à proximité du littoral. Rapport final V1. BRGM/RP-71745-FR. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/BRGM_Guide_methodologique_de_gestion_des_anciennes_decharges_littorales.pdf.

Cousins I.T., Johansson, J.H. et al. 2022. Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental Science & Technology* 56(16) pp. 11172-11179. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02765>.

CNRS 2017. Eutrophisation : Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Expertise scientifique collective. <https://inee.cnrs.fr/fr/cnrsinfo/colloque-de-restitution-esco-eutrophisation>.

Crossman J., Hurley R.R., Futter M., Nizzetto L. 2020. Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of the Total Environment* 724. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334>.

Cui Q., Wang F., Wang X. et al. 2023. Environmental toxicity and ecological effects of micro(nano)plastics: A huge challenge posed by biodegradability. *Trends in Analytical Chemistry* 164. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117092>.

Cuthbert R.J., Taggart M.A., Prakash V. et al. 2014. Avian scavengers and the threat from veterinary pharmaceuticals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 369. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0574>.

Czerwinski M.A., Sadd B.M. 2017. Detrimental interactions of neonicotinoid pesticide exposure and bumblebee immunity. *Journal of Experimental Zoology Part. A Ecological and Integrative Physiology* 327(5) pp. 273-283. <https://doi.org/10.1002/jez.2087>.

Daghighi E., Shah T., Chia R.W. et al. 2023. The forgotten impacts of plastic contamination on terrestrial micro- and mesofauna: A call for research. *Environmental Research* 231(2). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116227>.

Daniel W.M., Infante D.M., Hughes R.M. et al. 2015. Characterizing coal and mineral mines as a regional source of stress to stream fish assemblages, *Ecological Indicators* 50 pp. 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.018>.

Danner M.C., Robertson A., Behrends V., Reiss J. 2019. Antibiotic pollution in surface fresh waters: Occurrence and effects. *Science of The Total Environment* 664 pp. 793-804. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.406>.

de Jersey A.M., Lavers J.L., Bond A.L., et al. 2025 Seabirds in crisis: Plastic ingestion induces proteomic signatures of multiorgan failure and neurodegeneration *Sci. Adv.* 11, eads0834 DOI: 10.1126/sciadv.ads08.

De Souza Machado A.A., Kloas W., Zarfl C., Hempel S., Rillig M.C. 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 24(4) pp. 1405-1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.

Death C.E., Griffiths S.R. & Story P.G. 2019. Terrestrial vertebrate toxicology in Australia: An overview of wildlife research. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 11 pp. 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.07.001>.

Decaëns T., Jiménez, J.J., Gioia C., Measey G.J., Lavelle P. 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology* 42 pp. 23-38. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001>.

Dendievel A.M., Mourier B., Dabrin A. et al. 2020. Metal pollution trajectories and mixture risk assessed by combining dated cores and subsurface sediments along a major European river (Rhône River, France). *Environment International* 144. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106032>.

Diaz R.J. & Rosenberg R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321 pp. 926-929. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1156401>.

Ding J., Meng, F., Chen, H. et al. 2022. Leachable additives of Tire particles explain the shift in microbial community composition and function in coastal sediments. *Environmental Science & Technology* 56(17) pp. 12257-12266. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02757>.

Downs C. A., Bishop E., Diaz-Cruz M. S. et al. 2022. Oxybenzone contamination from sunscreen pollution and its ecological threat to Hanauma Bay, Oahu, Hawaii, USA. *Chemosphere* 291. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132880>.

Dron J., Wafo E., Boissery P. et al. 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113198>.

Duquesne S., Mercier-Bonin M, Monsaingeon B, et al. 2025. Plastiques utilisés en agriculture et pour l'alimentation : usages, propriétés et impacts. Synthèse du rapport d'ESCo, INRAE - CNRS (France). <https://www.inrae.fr/actualites/plastiques-utilises-agriculture-lalimentation-usages-proprietes-impacts-resultats-lexpertise-scientifique-collective-inrae-cnrs>.

ECHA - European Chemicals Agency 2019. REACh Annex XV Restriction Report. Proposal for a Restriction: Intentionally Added Microplastics. pp. 1-146. Helsinki, Finland. <https://echa.europa.eu/documents/10162/05bd96e3-b969-0a7c-c6d0-441182893720>.

Edlinger A., Garland G., Hartman K. et al. 2022. Agricultural management and pesticide use reduce the functioning of beneficial plant symbionts. *Nature Ecology & Evolution* 6(8) pp. 1145-1154. DOI: [10.1038/s41559-022-01799-8](https://doi.org/10.1038/s41559-022-01799-8).

EEA - European Environment Agency. 2018. Industrial waste water treatment - pressures on Europe's environment. *EEA Report* No 23/2018. <https://www.eea.europa.eu/publications/industrial-waste-water-treatment-pressures>.

EFSA- European Food & Safety Authority 2010. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance tau-fluvalinate. *EFSA Journal* 8(7). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1645>.

EEA 2024 update. The costs to health and the environment from industrial air pollution in Europe. <https://www.eea.europa.eu/publications/the-cost-to-health-and-the/the-costs-to-health-and/download.pdf.static>.

Elie P., Miossec L., Girard P. 2008. Impact des organismes pathogènes et des micropolluants sur l'état de santé des poissons, mollusques et crustacés des milieux naturels : de l'individu au peuplement. Colloque scientifique Ifremer, Cemagref, ONEMA, Asps. Mar 2008, Nantes, France. <https://hal.inrae.fr/hal-02595348>.

Elie. P. et Girard. P. 2009. Effets des micropolluants et des organismes pathogènes chez l'anguille européenne Anguilla anguilla L. 1758. [Rapport de recherche] irstea. 2009, pp. 1-121. <https://hal.inrae.fr/hal-02592379>.

Ellis EC. 2023. The Anthropocene condition: evolving through social-ecological transformations. *Philosophical Transaction of the Royal Society B*. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0255>.

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. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x>.

EPSR - European Parliamentary Research Service 2023. Urban wastewater treatment. Updating EU rules. BRIEFING. EU Legislation in Progress. EPSR PE 739.370. [https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/EPRS_BRI\(2023\)739370](https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/EPRS_BRI(2023)739370).

Erhart S. & Erhart K. 2023. Environmental ranking of European industrial facilities by toxicity and global warming potentials. *Scientific Reports* 13. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25750-w>.

Espinosa-Reyes G., Gonzalez-Mille., Ilizaliturri-Hernandez A.A., Mejia-Saavedra J., Cilia-Lopez V.G. et al. 2014. Effect of Mining Activities in Biotic Communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. *BioMed Research International* 2014(1). <https://doi.org/10.1155/2014/165046>.

Fan X., Ding S., Chen M. et al. 2019. Peak Chromium Pollution in Summer and Winter Caused by High Mobility of Chromium in Sediment of a Eutrophic Lake: In Situ Evidence from High Spatiotemporal Sampling. *Environmental Science & Technology* 53(9) pp. 4755-4764. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07060>.

Favre M. et Demoor L. 2024. Impact environnemental de l'action des agences de l'eau: une évaluation économétrique sur le bassin Rhin-Meuse. CGDD, document de travail, mars 2024. <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-43640-impact-environnemental-soutien-financier-agence-eau-rhin-meuse.pdf>.

Feckler A., Goedkoop W., Konschak M. et al. 2018. History matters: Heterotrophic microbial community structure and function adapt to multiple stressors. *Global Change Biology* 24(2). <https://doi.org/10.1111/gcb.13859>.

Feldhaar H. & Otti O. 2020. Pollutants and Their Interaction with Diseases of Social Hymenoptera. *Insects* 11(3). <https://doi.org/10.3390/insects11030153>.

Fernandez M.A. 2019. Populations Collapses in Marine Invertebrates Due to Endocrine Disruption: A Cause for Concern? *Frontiers in Endocrinology* 10. <https://doi.org/10.3389/fendo.2019.00721>.

Fernández-Vizcaíno E., de Mera I. G. F., Mugeot F., Mateo R. & Ortiz-Santaliestra M. E. 2020. Multi-level analysis of exposure to triazole fungicides through treated seed ingestion in the red-legged partridge. *Environmental Research* 189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109928>.

Ficken K.L.G., Byrne P.G. 2013. Heavy metal pollution negatively correlates with anuran species richness and distribution in south-eastern Australia. *Austral Ecology* 38(5) pp. 523-533. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2012.02443.x>.

Fong S., Louie S., Werner I., Davis J., & Connon R. E. 2016. Contaminant Effects on California Bay-Delta Species and Human Health. *San Francisco Estuary and Watershed Science* 14(4). <https://doi.org/10.15447/sfews.2016v14iss4art5>.

Foucart S. 2023. En Europe, le retrait du marché des substances les plus dangereuses permettrait d'économiser entre 11 et 31 milliards d'euros par an. *Le Monde*. Article du 11 juillet 2023.

https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/07/11/l-exposition-des-europeens-aux-produits-chimiques-dangereux-est-generalisee-et-alarmante_6181390_3244.html.

Frehland S., Kaegi R., Hufenus R. and Mitrano D.M. 2020. Long-term assessment of nanoplastic particle and microplastic fiber flux through a pilot wastewater treatment plant using metal-doped plastics. *Water Research* (182) art.115860. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115860>

Fritsch C., Coeurdassier M., Raoul F. et al. 2019. Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés: différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage. Congrès du Groupe Français de Recherches sur les Pesticides, Montpellier. http://www.gfpesticides.org/bdd_fichiers/4087c8959da3be9923f9c1e367d8e6fd1dde2696dd.pdf.

Fritsch C., Appenzeller B.M., Bertrand C., Coeurdassier M. et al. 2024. Exposure of wild mammals to glyphosate, AMPA, and glufosinate: a case for "emerging organic contaminants" ? <https://hal.science/hal-04485797>.

Fuentes E., Gaffard A., Rodrigues A. et al. 2023. Neonicotinoids: Still present in farmland birds despite their ban. *Chemosphere* 321. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138091>.

Gasperi J. & Cachot J. dir. 2021. Projet Plastic-Seine : Flux et impacts des microplastiques dans l'estuaire de la Seine. Rapport de recherche du programme Seine-Aval 6. <https://www.seine-aval.fr/projet/plastic-seine/>.

Geiger F., Bengtsson J., Berendse F. et al. 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11(2) pp. 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.BAAE.2009.12.001>.

Geissen V., Silva.V, Huerta Lwanga E. et al. 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116827>.

Georgantzopoulou, A., Almeida Carvalho P., Vogelsang C. et al. 2018. Ecotoxicological Effects of Transformed Silver and Titanium Dioxide Nanoparticles in the Effluent from a Lab-Scale Wastewater Treatment System. *Environmental Science & Technology* 52(16) pp. 9431-9441 <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01663>.

Geraudie P., Gerbron M., Minier C. 2017. Endocrine disruption effects in male and intersex roach (*Rutilus rutilus*, L.) from French rivers: An integrative approach based on subcellular to individual responses. *Comparative Biochemistry and Physiology Part -B: Biochemistry and Molecular Biology* 211 pp. 29-36. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2017.05.006>.

Gil-Delgado J.A., Gosálvez R.U., López-Iborra G.M. et al. 2017. Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes. *Environmental Science and Pollution Research* 220 pp. 732-736. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.054>.

Gkoutselis G., Rohrbach S., Harjes J., Obst M., Brachmann A., Horn M. A. & Rambold G. 2021. Microplastics accumulate fungal pathogens in terrestrial ecosystems. *Scientific Reports* 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92405-7>.

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) pp. 103-118. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5>.

Gil-Jiménez E., de Lucas M., Ferrer M. 2021. Metalliferous Mining Pollution and Its Impact on Terrestrial and Semi-terrestrial Vertebrates: A Review. In: de Voogt, P. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 256. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/398_2021_65.

Gojon A., Cassan O., Bach L. et al. 2022. The decline of plant mineral nutrition under rising CO₂: physiological and molecular aspects of a bad deal. *Trends in Plant Science* 28(2) pp. 185-198. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2022.09.002>.

Gunstone T., Cornelisse T., Klein K., Dubey A. & Donley N. 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Frontiers in Environmental Science* 9. [doi: 10.3389/fenvs.2021.643847](https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847).

Haase, P., Bowler, D.E., Baker, N.J. et al. 2023. The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature* 620 pp. 582-588 <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1>.

Hahn M., Geisthardt M., Brühl C. 2014. Effects of herbicide-treated host plants on the development of *Mamestra brassicae* L. caterpillars. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(11) pp. 2633-2638. <https://doi.org/10.1002/etc.2726>.

Hallmann, C., Foppen, R., van Turnhout, C. et al. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511 pp. 341-343 <https://doi.org/10.1038/nature13531>.

Hayley S., Charlton-Howard, Bond A.L., Rivers-Auty J., Lavers J.L. 2023. 'Plasticosis': Characterising macro- and microplastic-associated fibrosis in seabird tissues. *Journal of Hazardous Materials* 450. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131090>.

Halstead N.T., McMahon T.A., Johnson S.A. et al. 2014. Community ecology theory predicts the effects of agrochemical mixtures on aquatic biodiversity and ecosystem properties. *Ecology Letters* 17 pp. 932-941 <https://doi.org/10.1111/ele.12295>.

Harfoot M. B. J., Johnston A., Balmford et al. 2021. Using the IUCN red list to map threats to terrestrial vertebrates at global scale. *Nature Ecology & Evolution* 5(11) pp. 1510-1519. doi.org/10.1038/s41559-021-01542-9.

Hengstmann E., Zapata Corella P., Alter K., et al. 2025. Chemical emissions from offshore wind farms: From identification to challenges in impact assessment and regulation. *Marine Pollution Bulletin* 215 – 117915 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117915>.

Hennige, S.J., Wolfram, U., Wickes, L. et al. 2020. Crumbling Reefs and Cold-Water Coral Habitat Loss in a Future Ocean: Evidence of "Coralporosis" as an Indicator of Habitat Integrity. *Frontiers in Marine Science* 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00668>.

Hernandez-Jerez A., Adriaanse P., Annette Aldrich A. et al. 2019. Scientific statement on the coverage of bats by the current pesticide risk assessment for birds and mammals. *Efsa Journal* 17(7). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5758>.

Hettelingh J-P, Posch M, Slootweg J. (eds.) 2017. European critical loads: database, biodiversity and ecosystems at risk. Coordination Centre for Effects Final Report. *RIVM Report 2017-0155*, Bilthoven, Netherlands. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2017-0155.pdf>.

Hicks K.A., Fuzzen M.L.M., McCann et al. 2017. Reduction of intersex in a wild fish population in response to major municipal wastewater treatment plant upgrades. *Environmental Science & Technology* 51(3) pp. 1811-1819. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.6b05370>.

Hoffmann J., Wahrenberg T. 2021. Effects of cultivation practice on floristic and flowering diversity of spontaneously growing plant species on arable fields. *Ecology and Evolution* 11(21) pp. 15351-15363. <https://doi.org/10.1002/ece3.8223>.

Houot S., Pons M.N., Pradel M. et al. 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Résumé de l'expertise scientifique collective. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE). <https://hal.inrae.fr/hal-02801920>.

Ifremer 2024. Emergent'Sea Recherche des substances d'intérêt émergent en milieu marin. <https://hal.science/hal-05078721v1/document>.

INERIS/OFB. 2019. Étude nationale de l'intersexualité des cyprinidés dans les cours d'eau de métropole. Rapport d'étude INERIS DRC-18-158728-09402B. https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2021-07/rapport_etude_nationale_intersexualite_cyprinides_ineris_2019.pdf.

INERIS 2020. Identification des substances à caractère ED parmi les substances priorisées dans le cadre du RSDE STEU. Rapport d'étude INERIS -181223-2394146.

Irz P., Vigneron T., Poulet N. et al. 2024. The biological condition of French rivers has not improved over the last seventeen years according to the national Fish-Based-Index (FBI). *Knowledge Management Aquatic Ecosystems* 425. <https://doi.org/10.1051/kmae/2024007>.

Isaac-Sibille C. 2024. Per et Poly-fluoroalkylés (PFAS), Pollutions et dépendance. Comment faire marche arrière ? Mission auprès du Gouvernement, Député du Rhône, Rapport public, Janvier 2024. <https://www.vie-publique.fr/rapport/294497-et-polyfluoroalkyles-pfas-pollution-et-dependance>.

Jane S.F., Hansen G.J.A., Kraemer B.M. et al. 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature* 594 pp. 66-70. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y>.

Jarvis A.L., Bernot M.J., Bernot R.J. 2014. Relationships between the psychiatric drug carbamazepine and freshwater macroinvertebrate community structure. *Science of The Total Environment* 496 pp. 499-509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.086>.

Jeong C.-B., Kang H.M., Lee Y.H. et al. 2018. Nanoplastic Ingestion Enhances Toxicity of Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Monogonont Rotifer Brachionus koreanus via Multixenobiotic Resistance (MXR) Disruption. *Environmental Science & Technology* 52(19) pp. 11411-11418. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03211>.

Jepson P. & Law R.J. 2016. Persistent pollutants, persistent threats. Polychlorinated biphenyls remain a major threat to marine apex predators such as orcas. *Science* 352(6292) pp. 1388-1389. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaf9075>.

Joachim S., Beaudouin R., Daniele G. et al. 2021. Effects of diclofenac on sentinel species and aquatic communities in semi-natural conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111812>.

Jourda G. 2020. Rapport fait au nom de la commission d'enquête sur les problèmes sanitaires et écologiques liés aux pollutions des sols qui ont accueilli des activités industrielles ou minières, et sur les politiques publiques et industrielles de réhabilitation de ces sols. Tome I. <http://www.senat.fr/rap/r19-700-1/r19-700-11.pdf>.

JRC- Joint Research Centre. 2022. Zero pollution outlook 2022, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022. [doi:10.2760/39491](https://doi.org/10.2760/39491).

Kahane-Rapport S.R., Czapanskiy M.F., Fahlbusch J.A. et al. 2022. Field measurements reveal exposure risk to microplastic ingestion by filter-feeding megafauna. *Nature Communications* 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-3334-5>.

Kergoat L., Besse-Hoggan P., Leremboure M. et al. 2021. Environmental Concentrations of Sulfonamides Can Alter Bacterial Structure and Induce Diatom Deformities in Freshwater Biofilm Communities. *Frontiers in microbiology* 12. [doi: 10.3389/fmicb.2021.643719](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.643719).

Kidd K.A., Blanchfield P.J., Mills K.H. et al. 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(21). pp. 8897-901. doi:10.1073/pnas.0609568104.

Kienle C., Werner I., Fischer S. et al. 2022. Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant with ozonation and different post-treatments using a broad range of in vitro and in vivo bioassays. *Water Research* 212. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118084>.

Kilgour, B. W., Dowsley, B., McKee, M. & Mihok, S. 2018. Effects of uranium mining and milling on benthic invertebrate communities in the Athabasca Basin of Northern Saskatchewan. *Canadian Water Resources Journal / Revue Canadienne Des Ressources Hydriques* 43(3) pp. 305-320. <https://doi.org/10.1080/07011784.2018.1445560>.

Klaminder J., Hellström G, Fahlman J. et al. 2016. Drug-Induced Behavioral Changes: Using Laboratory Observations to Predict Field Observations. *Frontiers in Environmental Science* 4. doi: 10.3389/fenvs.2016.00081.

Köhler, H. R. & Triebeskorn, R. 2013. Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science* 341 pp. 759-765. doi: 10.1126/science.1237591.

Koutnik V.S., Alkidim S., Leonard J. et al. 2021. Unaccounted Microplastics in Wastewater Sludge: Where Do They Go? *ACS EST Water* 1(5) pp. 1086-1097. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00267>.

Kowalczyk J., Numata J., Zimmermann B. et al. 2018. Suitability of Wild Boar (*Sus scrofa*) as a Bioindicator for Environmental Pollution with Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctanesulfonic Acid (PFOS). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 75(4) pp. 594-606. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0552-8>.

Kozlov M.V., Zvereva E.L. 2011. A second life for old data: Global patterns in pollution ecology revealed from published observational studies. *Environmental Pollution* 159. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.028>.

Kozlov M.V. & Zvereva E.L. 2015. Decomposition of birch leaves in heavily polluted industrial barrens: relative importance of leaf quality and site of exposure. *Environmental Science and Pollution Research* 22(13) pp. 9943-9950. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4165-8>.

Kraus J.M., Kuivila K.M., Hladik M.L. et al. 2021a. Cross-ecosystem fluxes of pesticides from prairie wetlands mediated by aquatic insect emergence: implications for terrestrial insectivores. *Environmental toxicology and chemistry* 40(8) pp. 2282-96. <https://doi.org/10.1002/etc.5111>.

Kraus J.M., Wanty R.B., Schmidt T.S., Walters D.M., Wolf R.E. 2021b. Variation in metal concentrations across a large contamination gradient is reflected in stream but not linked riparian food webs. *Science of the Total Environment* 769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144714>.

Kurze S., Heinken T. & Fartmann T. 2018. Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. *Oecologia* 188(4) pp. 1227-1237. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4266-4>.

Lawrence J.R., Zhu B., Swerhone G.D.W. et al. 2012. Molecular and microscopic assessment of the effects of caffeine, acetaminophen, diclofenac, and their mixtures on river biofilm communities. *Environmental Toxicology Chemistry* 31(3) pp. 508-517. <https://doi.org/10.1002/etc.1723>.

Le Bihanic F., Clérandeau C., Cormier B. et al. 2020. Organic contaminants sorbed to microplastics affect marine medaka fish early life stages development. *Marine Pollution Bulletin* 154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111059>.

Lecomte V., Artigas J., Bonniveau C. et al. 2023. Contamination des milieux aquatiques par les résidus de médicaments : exposition, risques écotoxicologiques, antibiorésistance et leviers d'actions. *Environ Risque Sante* 22(5) pp. 359-375. doi : 10.1684/ers.2023.1754.

Lemm J.U., Venohr M., Globenvik L. et al. 2021. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Global Change Biology* 27(9) pp. 1962-1975. <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>.

Leenhardt S., Mamy L., Pesce S., Sanchez W. et al. 2022. L'impact des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse du rapport d'ESCo INRAE-Ifremer. https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/ExpertiseCollectivePestiEcotox_R%C3%A9sum%C3%A9.pdf.

Liebmann L., Schreiner V.C., Vormeier P. et al. 2024. Combined effects of herbicides and insecticides reduce biomass of sensitive aquatic invertebrates. *Science of The Total Environment* 946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174343>.

Lenoir L., Boulay R., Dejean A. et al. 2016 Phthalate pollution in an Amazonian rainforest. *Environmental Science and Pollution Research* 23 pp. 16865-16872. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7141-z>.

Liess M., Liebmann L., Vormeier P. et al. 2021. Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research* 201. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>.

Lin D., Yang G., Dou P. et al. 2020. Microplastics negatively affect soil fauna but stimulate microbial activity: Insights from a field-based microplastic addition experiment. *Proceedings of the Royal Society B* 287(1934). <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.1268>.

Lottermoser B. 2010. Mine Wastes - Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Third Edition. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-12419-8>.

Lynch A. J., Cooke S. J., Arthington et al. 2023. People need freshwater biodiversity. *WIREs Water* 10(3). <https://doi.org/10.1002/wat2.1633>.

Machate O., Dellen J., Schulze T. et al. 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. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00500-3>.

Machate O., Schmeller D.S., Loyau A. et al. 2022. Complex chemical cocktail, containing insecticides diazinon and permethrin, drives acute toxicity to crustaceans in mountain lakes, *Science of The Total Environment* 828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154456>.

Mahamoud Ahmed A, Lyautey E, Bonnneau 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. doi: 10.3389/fmicb.2018.01852.

Mahfouz S., Mansour G., Murphy D. J. & Hanano A. 2020. Dioxin impacts on lipid metabolism of soil microbes: towards effective detection and bioassessment strategies. *Bioresources and Bioprocessing* 7(1) pp. 1-17. <https://doi.org/10.1186/s40643-020-00347-1>.

Main A. R., Webb E. B., Goyne K. W. & Mengel D. 2018. Neonicotinoid insecticides negatively affect performance measures of non-target terrestrial arthropods: A meta-analysis. *Ecological Applications* 28(5) pp. 1232-1244. <https://doi.org/10.1002/eap.1723>.

Malaj E., von der Ohe P.C., Matthias Grote M. et al. 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceeding of the National Academy of Science of the United States* 111(26) pp. 9549-9554. <https://doi.org/10.1073/pnas.1321082111>.

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 Evolution* 9. doi: 10.3389/fevo.2021.633160.

Margalida A., Arlettaz R., Donázar J.A. 2013. Lead ammunition and illegal poisoning: further international agreements are needed to preserve vultures and the crucial sanitary service they provide. *Environmental Science and Technology* 47(11) pp. 5522-5523. <https://doi.org/10.1021/es401544j>.

Mariet A.-L., De Vaufleury A., Bégeot C., Walter-Simonnet A.-V., Gimbert F. 2016. Palaeo- pollution from mining activities in the Vosges Mountains: 1000 years and still bioavailable. *Environmental Pollution* 214 pp. 575-584. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.073>

Marlatt V.L., Bayen S., Castaneda-Cortès D. et al. 2022. Impacts of endocrine disrupting chemicals on reproduction in wildlife and humans. *Environmental Research* 208. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112584>.

May Júnior J.A., Quigley H., Hoogesteijn R. et al. 2018. Mercury content in the fur of jaguars (*Panthera onca*) from two areas under different levels of gold mining impact in the Brazilian Pantanal. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 90(2) suppl. 1 pp. 2129-2139. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170190>.

Mayer L., Degrendele C., Šenk P. et al. 2024. Widespread Pesticide Distribution in the European Atmosphere Questions their Degradability in Air. *Environmental Science and Technology* 58(7) pp. 3342-3352. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.3c08488?ref=pdf>.

Mee A., Rideout B. A., Hamber J. A. et al. 2007. Junk ingestion and nestling mortality in a reintroduced population of California Condors *Gymnogyps californianus*. *Bird Conservation International* 17(2) pp. 119-130. doi:10.1017/S095927090700069X.

Melts I., Lanno K., Sammul M. et al. 2018. Fertilising semi-natural grasslands may cause long-term negative effects on both biodiversity and ecosystem stability. *Journal of Applied Ecology* 55(4) pp. 1951-1955. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13129>.

Merry R., Tiller K.G., de Vries, M.P.C., Cartwright, B. 1981. Contamination of wheat crops around a lead-zinc smelter. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 2(1) pp. 37-48. [https://doi.org/10.1016/0143-148X\(81\)90006-9](https://doi.org/10.1016/0143-148X(81)90006-9).

Mesbahi G., Poutaraud A., Bayeur C. et Plantureux S. 2022. Taxonomic and functional biodiversity positively influence agronomic characteristics of permanent grassland. In Proceedings of the 29th General Meeting of the European Grassland Federation, *Grassland at the heart of circular and sustainable food systems. Caen, France. Grassland Science in Europe* 27 pp. 439-441. https://www.europeangrassland.org/fileadmin/documents/Infos/Printed_Matter/Proceedings/EGF2022.pdf.

Michelangeli, M., Martin, J. M., Pinter-Wollman et al. 2022. Predicting the impacts of chemical pollutants on animal groups. *Trends in Ecology & Evolution* 37(9) pp. 789-802. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.05.009>.

Mielecki D., Grzesiuk EL. Z., Bednarska A. et al. 2023. Contamination of aquatic environment with anticancer reagents influences *Daphnia magna* - Ecotoxicogenomics approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 249. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114372>.

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 pp. 41-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.017>.

Millot F., Decors A., Mastain O. et al. 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 Pollution Research* 24 pp. 5469-5485. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y>.

Mineau P., Whiteside M. 2013. Pesticide acute toxicity is a better correlate of U.S. grassland bird declines than agricultural intensification. *PLoS One* 8(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057457>.

Mineau P. & Kern H. 2023. Neonicotinoid insecticides: Failing to come to grips with a predictable environmental disaster, *American Bird Conservancy* June 2023. <https://abcbirds.org/wp-content/uploads/2023/07/2023-Neonic-Report.pdf>.

Minoia L., Consales G., Mazzariol S. et al. 2023. Preliminary assessment of Persistent Organic Pollutants (POPs) in tissues of Risso's dolphin (*Grampus griseus*) specimens stranded along the Italian coasts. *Marine Pollution Bulletin* 186. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114470>.

Mitchell HC, Warne MSJ, Mann RM et al. 2024 Aquatic hazard and risk posed by four pesticides detected in waterways discharging to the Great Barrier Reef, Australia: Part 2. Hazard and risk assessment. *Science of The Total Environment* 955-177040. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177040>.

Monchanin C, Drujont E, Le Roux G. et al. 2024. Environmental exposure to metallic pollution impairs honey bee brain development and cognition. *Journal of Hazardous Materials* 465. doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.133218.

Morales-Caselles C., Viejo J., Montero E., Cózar A., 2025. Agricultural plastics as marine pollutants: Empirical evidence from inland and coastal field surveys. *iScience* 28(6) 112701. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2025.112701>.

Morán P., Cal L., Cobelo-García A. et al. 2018. Historical legacies of river pollution reconstructed from fish scales, *Environmental Pollution* 234 pp. 253-259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.057>.

Moreau J., Monceau K., Crépin M. et al. 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits, *Environmental Pollution* 278 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851>.

Moreau J., Rabdeau J., Badenhausser I. et al. 2022. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. *Environ Monit Assess* 194. https://www.cebc.cnrs.fr/wp-content/uploads/publipdf/2022/MEMA194_2022.pdf.

Moschet C., Wittmer I., Simovic, J. et al. 2014. How a complete pesticide screening changes the assessment of surface water quality. *Environmental Science & Technology* 48(10) pp. 5423–5432. <https://doi.org/10.1021/es500371t>.

Motta E.V.S., Mak M., De Jong T.K. et al. 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. <https://doi.org/10.1128/AEM.01150-20>.

MTECT - Service des données et études statistiques 2023. Bilan environnemental de la France, *Édition 2022. DATALAB*. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-environnemental-de-la-france-edition-2022-0>.

Mullin CA, Fine JD, Reynolds RD & Frazier MT 2016. Toxicological Risks of Agrochemical Spray Adjuvants: Organosilicone Surfactants May Not Be Safe. *Frontiers in Public Health* 4 (92). doi: 10.3389/fpubh.2016.00092.

Najibzadeh M, Kazemi A, Esmaeilbeigi M. et al. 2025. Impact of microplastic contamination derived from human activities on anuran species, *Process Safety and Environmental Protection* 197. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.107002>.

Nicholson, C.C., Knapp, J., Kiljanek, T. et al. 2024. Pesticide use negatively affects bumble bees across European landscapes. *Nature* 628 pp. 355-358. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06773-3>.

Nieto A. et al. 2015. European red list of marine fishes. Luxembourg : Publications Office.

Nizzetto L., Futter M., Langaas S. 2016a. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science Technology* 50 pp. 10777-10779. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>.

Nizzetto L., Bussi G., Futter M.N., Butterfield D., Whitehead P.G. 2016b. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts* 18 pp. 1050-1059. <https://doi.org/10.1039/c6em00206d>.

Norton T. M., Andrews K. M. & Smith L. L. 2019. Working with Free-Ranging Amphibians and Reptiles. In *Mader's Reptile and Amphibian Medicine and Surgery* pp. 1366-1381. WB Saunders. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-323-48253-0.00175-6>.

Oaks, J., Gilbert, M., Virani, M. et al. 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427 pp. 630-633. <https://doi.org/10.1038/nature02317>.

OFB 2022 Bulletin rapportage no 4 : Synthèse 2019 des états des lieux des bassins. Édition février 2022 - Données issues des états des lieux 2019. https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2022-03/bulletin_rapportage_2019_final.pdf.

Ogada D. L., Keesing F. & Virani M. Z. 2012. Dropping dead: Causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249(1) pp. 57-71. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06293.x>.

O'Hea N.M., Kirwan L., Giller P.S., Finn J.A. 2010. Lethal and sub-lethal effects of ivermectin on north temperate dung beetles, *Aphodius ater* and *Aphodius rufipes* (Coleoptera: Scarabaeidae). *Insect Conservation and Diversity* 3(1) pp. 24-33 <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00068.x>.

Oleko A., Fillol C., Zeghnoun A., Saoudi A., Gane J. 2021. Imprégnation de la population française par le mercure. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016. Santé publique France. <https://www.santepubliquefrance.fr/docs/impregnation-de-la-population-francaise-par-le-mercure.-programme-national-de-biosurveillance-esteban-2014-2016>.

Pain, D.J., Mateo, R. & Green, R.E. 2019. Effects of lead from ammunition on birds and other wildlife: A review and update. *Ambio* 48 pp. 935-953. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01159-0>.

Partaix H., Lepot B. Salomon M., James. A. 2021. Substances dangereuses pour le milieu aquatique dans les rejets des stations d'épuration urbaines. INERIS – 203225 <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Ineris%20-%20203225%20-%202705969%20-%20v0.1-Rapport%20RSDE%20v1.pdf>.

Pelosi C., Bertrand C., Daniele G. et al. 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 305. doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167.

Peña, A., Rodríguez-Liébana, J.A., Delgado-Moreno, L. 2023. Interactions of Microplastics with Pesticides in Soils and Their Ecotoxicological Implications. *Agronomy* 13. <https://doi.org/10.3390/agronomy13030701>.

Pilotto, F., Kühn, I., Adrian, R. et al. 2020. Meta-analysis of multidecadal biodiversity trends in Europe. *Nature Communications* 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17171-y>.

Pitcairn, C.E., Leith, I.D., van Dijk, N., Sheppard, L.J., Sutton, M.A., Fowler, D. 2009. The Application of Transects to Assess the Effects of Ammonia on Woodland Groundflora. In Sutton, M.A., Reis, S., Baker, S.M. (eds) *Atmospheric Ammonia*. Dordrecht : Springer pp. 59-69. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9121-6_5.

Pineaux M., Grateau S., Lirand T., Aupinel P., Richard F.-J. 2023. Honeybee queen exposure to a widely used fungicide disrupts reproduction and colony dynamic. *Environmental Pollution* 322. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121131>.

Plaza PI & Lambertucci SA. 2019. What do we know about lead contamination in wild vultures and condors? A review of decades of research. *Science of the Total Environment* 654 pp. 409-417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.099>.

Polverino G., Martin J.M., Bertram M.G. et al. 2021. Psychoactive pollution suppresses individual differences in fish behaviour. *Proceedings of the Royal Society B* 288. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2294>.

Porterfield KK, Hobson SA, Neher DA, Niles MT, Roy ED. 2023. Microplastics in composts, digestates, and food wastes: A review. *Journal of Environmental Quality* 52(2) pp. 225-240. doi: 10.1002/jeq2.20450.

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) pp. 905-917. <https://doi.org/10.1002/etc.4373>

Previsic A., Vilenica M., Vučković N., Petrovi M., Rožman M. 2021. Aquatic Insects Transfer Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors from Aquatic to Terrestrial Ecosystems, *Environmental Science Technology* 55(6) pp. 3736–3746. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07609>.

Putri Z.S., Sato T., Yohannes Y.B. et al. 2025. Neonicotinoid detection in rainwater in Japan, *Environmental Monitoring and Contaminants Research* 5 pp. 57-65. <https://doi.org/10.5985/emcr.20240042>.

Rabow S., Soares M. & Rousk J. 2022. Can heavy metal pollution induce soil bacterial community resistance to antibiotics in boreal forests? *Journal of Applied Ecology* 60(2) pp. 237-250. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14322>.

Rehm R., Zeyer T., Schmidt A., Fieiner P. 2021. Soil erosion as transport pathway of microplastic from agriculture soils to aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148774>.

Richardson S., Mayes W. M., Faetsch S. et al. 2023. Mixtures of sediment chemical contaminants at freshwater sampling sites across Europe with different contaminant burdens. *The Science of the total environment* 891. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164280>.

Richmond E.-K., Rosi E.-M., Walters D.-M. et al. 2018. A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature communications* 9. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06822-w>.

Rigal S., Dakosa V., Alonso H. et al. 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *PNAS* 120(21). <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>.

Roach A.C. & Wilson S.P. 2009. Ecological impacts of tributyltin on estuarine communities in the Hastings River, NSW Australia. *Marine Pollution Bulletin* 58(12) pp. 1780-1786. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.08.021>.

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. & Pennock, D. 2018. Soil Pollution: a hidden reality. Rome, FAO. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/3f7e6959-db0b-44d3-971e-109bcfe78195/content>.

Roessink I., Koelmans A.A., Brock T.C.M. 2008. Interactions between nutrients and organic micro-pollutants in shallow freshwater model ecosystems, *Science of The Total Environment* 406(3) pp. 436-42. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.051>.

Rohr J.R., Raffel T.R., Halstead N.T. et al. 2013. Early-life exposure to a herbicide has enduring effects on pathogen-induced mortality. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 280. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.1502>.

Rorije E., Wassenaar P.N.H., Slootweg J. et al. 2022. Characterization of ecotoxicological risks from unintentional mixture exposures calculated from European freshwater monitoring data: Forwarding prospective chemical risk management, *Science of The Total Environment* 822. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153385.

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) pp. 1277-1287. <https://doi.org/10.1111/geb.12784>.

Russo L., Buckley Y.M., Hamilton H. et al. 2020. Low concentrations of fertilizer and herbicide alter plant growth and interactions with flower-visiting insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 304. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107141>.

Sala B., Giménez J., de Stephanis R., Barceló, D., Eljarrat E. 2019. First determination of high levels of organophosphorus flame retardants and plasticizers in dolphins from Southern European waters. *Environmental research* 172 pp. 289-295. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.027>.

Sanchez W., Sremski W., Piccini B. et al. 2011. Adverse effects in wild fish living downstream from pharmaceutical manufacture discharges. *Environment International* 37(8) pp. 1342-1348. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.06.002>.

Sayer, C.A., Fernando, E., Jimenez, R.R. et al. 2025 One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08375-z>.

Schemmer, A., Wolfram, J., Roodt, A.P. et al. 2024. Pesticide Mixtures in Surface Waters of Two Protected Areas in Southwestern Germany. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 112. <https://doi.org/10.1007/s00128-023-03830-5>.

Schulz R., Bub S., Stehle S., Wolfram J. 2021. Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops, *Science* 372(6537) pp. 81-84. DOI: [10.1126/science.abe1148](https://doi.org/10.1126/science.abe1148).

Schwartz-Narbonne H., Xia C., Shalin A. et al. 2023. Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Canadian Fast Food Packaging. *Environmental Science & Technology Letters* 10(4) pp. 343-349. DOI: [10.1021/acs.estlett.2c00926](https://doi.org/10.1021/acs.estlett.2c00926).

Scott T.M., Phillips P.J., Kolpin D.W. et al. 2018. Pharmaceutical manufacturing facility discharges can substantially increase the pharmaceutical load to US wastewaters. *Science of The Total Environment* (636) pp. 69-79. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.160>.

- Sherwood J. 2020. Closed loop recycling of polymers using solvents. *Johnson Matthey Technology Review* 64(1) pp. 4-15. <https://doi.org/10.1595/205651319x15574756736831>.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K. et al. 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574 pp. 671-674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>.
- Seki H.A. 2022. Environmental impacts of mining on biodiversity and ecosystem services. PhD thesis, University of York, Environment and Geography. https://etheses.whiterose.ac.uk/32791/1/Seki_205037423_Thesis_2022.pdf.
- Siddique A., Shahid N. & Liess M. 2023. Revealing the cascade of pesticide effects from gene to community. *Science of the Total Environment* 917. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170472>.
- Silva V., Montanarella L. Jones A. et al. 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of The Total Environment* 621 pp. 1352-1359. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.093>.
- Silva V., Mol H.G.J., Zomer P. et al. 2019. Pesticide residues in European agricultural soils - A hidden reality unfolded. *Science of The Total Environment* 653 pp. 1532-1545. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441.
- Siviter H., Bailes E.J., Martin C.D. et al. 2021. Agrochemicals interact synergistically to increase bee mortality. *Nature* 596 pp. 389-392 <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03787-7>.
- Smith C., Papadopoulou N., Sevestou K., Franco A., Teixeira H. et al. 2014. Report on identification of keystone species and processes across regional seas. pp. 1-103. <https://hal.science/hal-01790558>.
- Solberg S., Dobbertin M., Reinds G.J., Lange H., Andreassen K., Garcia Fernandez P. et al. 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258(8) pp. 1735-1750. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.057>.
- Sonne C., Siebert U., Gonnenk K. et al. 2020. Health effects from contaminant exposure in Baltic Sea birds and marine mammals: A review. *Environment International* 139. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105725>.
- Sparling D.W., Linder G., Bishop C.A. & Krest, S. 2010. Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/EBK1420064162>.
- Spiewak M, Piatek J, Rodrigues BVM, Sablon A. 2025 Sustainable recycling of lithium-ion batteries: Pipe dream or realistic solution. *Cell Reports Sustainability* 2(7). <https://doi.org/10.1016/j.crsus.2025.100429>.
- Stache F., Ditterich F., Hochmanová Z. et al. 2025 Quantification of soil microbial functional genes as potential new method in environmental risk assessment of pesticides. *Ecotoxicology*. <https://doi.org/10.1007/s10646-025-02920-w>.
- Stehle S. & Schulz R. 2015. Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Science* 112(18) pp. 5750-5755. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>.
- Stenoien C., Nail K.R., Zalucki J.M. et al. 2018. Monarchs in decline : a collateral landscape-level effect of modern agriculture. *Insect Science* 25(4) pp. 528-541 <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12404>.
- Struckhoff M.A., Stroh E.D., Grabner K.W. 2013. Effects of mining-associated lead and zinc soil contamination on native floristic quality. *Journal of Environmental Management* 119 pp. 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.021>.
- Sussarellu R. et Sol Dourdin T. 2024. Les pesticides nuisent aux huîtres creuses sur plusieurs générations. Résultats du projet ANR Pesto. The Conversation, 4 juillet 2024. <https://theconversation.com/les-pesticides-nuisent-aux-huitres-creuses-sur-plusieurs-generations-237810>.
- Švara, V., Michalski S.G., Krauss M. et al. 2022. Reduced genetic diversity of freshwater amphipods in rivers with increased levels of anthropogenic organic micropollutants. *Evolutionary Applications* 15(6) pp. 976-991 <https://doi.org/10.1111/eva.13387>.

ten Hietbrink S., Materić D., Holzinger R. et al. 2025 Nanoplastic concentrations across the North Atlantic. *Nature* 643 : 412–416 . <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09218-1>.

The Pew Charitable Trusts 2020. Breaking the Plastic Wave: A Comprehensive Assessment of Pathways Towards Stopping Ocean Plastic Pollution. https://www.pewtrusts.org/-/media/assets/2020/07/breakingtheplasticwave_report.pdf.

Thrift E., Porter A., Galloway T.S. et al. 2022 Ingestion of plastics by terrestrial small mammals. *Science of the Total Environment* 842- 156679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156679>.

Tian Z., Zhao H., Peter K.T. et al. 2021. A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in coho salmon. *Science* 371 pp. 185-189. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abd6951>.

Tison L., Franc C., Burkart L. et al. 2023. Pesticide contamination in an intensive insect predator of honey bees. *Environment International* 176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107975>.

Tison-Rosebery J., Leboucher T., Archaimbault V. et al. 2022. Decadal biodiversity trends in rivers reveal recent community rearrangements. *Science of the Total Environment* 823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153431>.

UE 2020. Règlement 2020/741 du Parlement européen et du Conseil du 25 mai 2020 relatif aux exigences minimales applicables à la réutilisation de l'eau. <https://eur-lex.europa.eu/FR/legal-content/summary/minimum-requirements-for-water-reuse.html>.

Ullah S, Zuberi A, Alagawany M. et al. 2018. Cypermethrin induced toxicities in fish and adverse health outcomes: Its prevention and control measure adaptation. *Journal of Environmental Management* 206 pp. 863-871. [doi: 10.1016/j.jenvman.2017.11.076](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.076).

Van Bruggen, A.H.C., Finckh, M.R., He M. et al. 2021. Indirect effects of the herbicide glyphosate on plant, animal and human health through its effects on microbial communities. *Frontiers in Environmental Science* 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.763917>.

Van der Plas F., Hautier Y., Ceulemans T., et al. 2024. Atmospheric nitrogen deposition is related to plant biodiversity loss at multiple spatial scales. *Glob Change Biol.* 30:e17445. <https://doi.org/10.1111/gcb.17445>.

Van Dijk J., Dekker S.C., Kools S.A.E. et al. 2023. European-wide spatial analysis of sewage treatment plants and the possible benefits to nature of advanced treatment to reduce pharmaceutical emissions. *Water Research* 241. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120157>.

Van Dijk T.C., Van Staalduin M.A.,Van der Slujs J.P. 2013. Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PLoS ONE*, 8(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062374>.

Van Klink R., Bowler D.E., Gongalsky K.B. et al. 2023. Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature* 628 pp. 359-364 <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06861-4>.

Vecchio M.-A. 2023. Impacts environnementaux des médicaments de la famille des avermectines et assimilées. *Sciences du Vivant*. <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04412483>.

Vidal A., Metais I., Latchere O. et al. 2023. Toxicity assessment of microplastics within the Loire River in the clam Corbicula fluminea exposed to environmentally relevant exposure conditions. *Ecotoxicology* 32(9) pp. 1125-1140. [doi: 10.1007/s10646-023-02702-2](https://doi.org/10.1007/s10646-023-02702-2).

Vieira D., Franco A., De Medici D., Martin Jimenez J., Wojda P., Jones A. 2023. Pesticides residues in European agricultural soils - Results from LUCAS 2018 soil module. Luxembourg : Publications Office of the European Union. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC133940>.

Wall R. & Strong L. 1987. Environmental consequences of treating cattle with the antiparasitic drug ivermectin. *Nature* 327 pp. 418-421. <https://doi.org/10.1038/327418a0>.

Walsh, E.M., Sweet, S., Knap, A. et al. 2020. Queen honey bee (*Apis mellifera*) pheromone and reproductive behavior are affected by pesticide exposure during development. *Behavioral Ecology Sociobiology* 74. <https://doi.org/10.1007/s00265-020-2810-9>.

Walters D.M., Fritz K.M., Otter R.O 2008. The dark side of subsidies: adult stream insects export organic contaminants to riparian predators. *Ecological Applications* 18(8) pp. 1835-1841. <https://doi.org/10.1890/08-0354.1>.

Wan N.F., Fu L., Dainese M., et al. 2025, Pesticides have negative effects on nontarget organisms. *Nature Communications* 16 – 1360. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x>.

Wang Y., Okoch H., Tani Y. et al. 2023. Airborne hydrophilic microplastics in cloud water at high altitudes and their role in cloud formation. *Environmental Chemistry Letters* 21 pp. 3055-3062. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01626-x>.

Waterhouse D. F. 1974. The Biological Control of Dung. *Scientific American* 230(4) pp. 100-109. 10.1038/scientificamerican0474-100.

Wear S. L. & Thurber R. V. 2015. Sewage pollution: Mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1355(1) pp. 15-30. <https://doi.org/10.1111/nyas.12785>.

Weber C. J., Hahn J. & Opp C. 2022. Spatial connections between microplastics and heavy metal pollution within floodplain soils. *Applied Sciences* 12(2). <https://doi.org/10.3390/app12020595>.

Weitere M., Altenburger R., Anlanger C. et al. 2021. Disentangling multiple chemical and non-chemical stressors in a lotic ecosystem using a longitudinal approach. *Science of the Total Environment* 769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144324>.

Welden N.A.C. & Cowie P.R. 2016. Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental Pollution* 218 pp. 895-900. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.020>.

Wilkinson J. L., Boxall A.B.A, Kolpin D.W. et al. 2022. Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119(8). <https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119>.

Willis Chan, D., 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*). *Sci Rep* (11) art.4241. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83341-7>.

Wittmer I.K., Scheidegger R., Bader H.P., Singer H., Stamm C. 2011. Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. *Science of the Total Environment* 409 pp. 920-932. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.031>.

Wolfram J., Stehle S., Bub S. et al. 2021. Water quality and ecological risks in European surface waters - Monitoring improves while water quality decreases. *Environment International* 152. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106479.

Woodcock, B., Isaac, N., Bullock, J. et al. 2016. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications* 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12459>.

Wilson J. B., Peet R. K., Dengler J. & Pärtel M. 2012. Plant species richness: The world records. *Journal of Vegetation Science* 23 pp. 796-802. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>.

Wolf Y., Oster S., Shuliakevich A. et al. 2022. Improvement of wastewater and water quality via a full-scale ozonation plant? A comprehensive analysis of the endocrine potential using effect-based methods. *Science of The Total Environment* 803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149756>.

Wright I.A. & Ryan M.M. 2016. Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia* 772 pp. 103-115. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2644-7>.

Wright K. M. & Whitaker B. R. 2001. Amphibian medicine and captive husbandry. Krieger Publishing Company.

WWF. 2018. Aiming Higher. Living Planet Report. Grooten, M. and Almond, R.E.A. (Eds). WWF, Gland, Switzerland. https://www.wwf.org.uk/sites/default/files/2018-10/LPR2018_Full%20Report.pdf.

Yang L., Zhou B., Zha J. et al. 2016. Mechanistic study of chlordcone-induced endocrine disruption: Based on an adverse outcome pathway network. *Chemosphere* 161 pp. 372-81. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.034>.

Yang H., Zheng, G., Qin, G. et al. 2025. The combination of microplastics and glyphosate affects the microbiome of soil inhabitant *Enchytraeus crypticus*, *Journal of Hazardous Materials* 489. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137676>.

Yang T., Luo J., Nowack B. 2021. Characterization of Nanoplastics, Fibrils, and Microplastics Released during Washing and Abrasion of Polyester Textiles. *Environmental Science & Technology* 55(23) pp. 15873-15881. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04826>.

Ylitalo G.M., Stein J., Hom T. et al. 2005. The role of organochlorines in cancer-associated mortality in California sea lions (*Zalophus californianus*). *Marine Pollution Bulletin* 50 pp. 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.08.005>.

Zabala J., Trexler, J.C., Jayasena N., Frederick P. 2020. Early Breeding Failure in Birds Due to Environmental Toxins: A Potentially Powerful but Hidden Effect of Contamination. *Environmental Science Technology* 54(21) pp. 13786-13796. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c04098>.

Zeng X., Chen X., Zhuang J. 2015. The positive relationship between ocean acidification and pollution, *Marine Pollution Bulletin* 91(1), pp. 14-21. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.001>.

Zhu F., Yan Y., Doyle E. et al. 2022. Microplastics altered soil microbiome and nitrogen cycling: the role of phthalate plasticizer. *Journal of Hazardous Materials* 427. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127944>.

Ziajahromi S., Lu H.-L., Drapper D. et al. 2023. Microplastics and Tire Wear Particles in Urban Stormwater: Abundance, Characteristics, and Potential Mitigation Strategies. *Environmental Science & Technology* 57(34) pp. 12829-12837. [DOI: 10.1021/acs.est.3c03949](https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03949).

Zvereva E.L., Kozlov M.V. 2010. Responses of terrestrial arthropods to air pollution: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research* 17(2) pp. 297-311. [DOI: 10.1007/s11356-009-0138-0](https://doi.org/10.1007/s11356-009-0138-0).

Partie 3

Adamovsky O., Groh K.J., Białk-Bielńska A. et al. 2024. Exploring BPA alternatives - Environmental levels and toxicity review. *Environment International* 189. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108728>.

ADEME 2021. Déchets chiffres-clés - L'essentiel 2021. réf. 011723. <https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/5417-dechets-chiffres-cles-l-essentiel-2021.html>.

AE - Autorité Environnementale 2023. Note délibérée relative aux programmes d'actions nitrates. no Ae : 2023-N-08 adoptée lors de la séance du 23 novembre 2023. https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/231123_note_pan_par_delibere_cle59ee6.pdf.

AE - Autorité Environnementale 2024. Rapport d'activité 2023. <https://www.vie-publique.fr/rapport/294843-rapport-annuel-2023-de-l-autorite-environnementale>.

AFB et IRSTEA 2017. Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-guides-protocoles/guide-daide-implantation-zones-tampons-lattenuation-transferts-contaminants>.

Aguirre-Martinez G.V., Owuor M.A., Garrido-Pérez C. et al. 2015. Are standard tests sensitive enough to evaluate effects of human pharmaceuticals in aquatic biota? Facing changes in research approaches when performing risk assessment of drugs. *Chemosphere* 120 pp. 75-85. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.087>.

Anastas P.T. & Warner J.C. 1998. Green Chemistry: Theory and Practice, Oxford University Press, New York.

Arp HPH, Gredelj A., Glüge J., Scheringer M., Cousins IT 2024 The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA). *Environmental Science & Technology* 58(45) : 19925-19935. DOI: 10.1021/acs.est.4c06189.

Ashauer R. 2016. Post ozonation in a municipal wastewater treatment plant improves water quality in the receiving stream. *Environmental Sciences Europe* 28(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0068-z>.

Assemblée nationale. 2018. Rapport d'information déposé par la mission d'information sur la ressource en eau, no 1101 du 26 juin 2018. https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/rapports/mieau/l15b1101_rapport-information#.

Astee 2021a. Réalisation du diagnostic vers l'amont, à l'issue des retours d'expérience présentés lors de la journée technique du 24 septembre 2020 et premières recommandations opérationnelles. <https://www.astee.org/publications/synthese-de-recommandations-rsde-diagnostic-vers-lamont-etudes-et-diagnostic-3/>.

Astee 2021b. Fiches ressources - Synthèse des connaissances sur les plastiques. *Techniques, Sciences, Méthodes* 5. <https://astee-tsm.fr/numerros/tsm-5-2021/fiches-plastique/>.

Astee 2023. Fiches ressources - Les besoins et savoir-faire en matière de quantification des plastiques. *Techniques, Sciences, Méthodes* 12. <https://astee-tsm.fr/numerros/tsm-12-2023/ressources-plastiques/>.

ATV 49 - Association technique viticole 2022. Fiche Tech-Viti Cicadelle verte, Juin 2022.

Backhaus T. 2023. The mixture assessment or allocation factor: conceptual background, estimation algorithms and a case study example. *Environmental Sciences Europe* 35. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00757-w>.

Bacot L., Barraud S., Honegger A., Lagarrigue C. 2020. Devenir des micropolluants au sein des ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source ou centralisés. Livrable opérationnel final du programme MicroMegas. <http://www.graie.org/micromegas-lyon/spip.php?article17>.

Basilico L. & Villemagne E. 2021. Micropolluants issus des activités des ménages et des artisans : changer les pratiques pour mieux préserver l'eau. *Collection Comprendre pour agir*, OFB 42. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/micropolluants-emis-usages-domestiques-lartisanat-changer-pratiques-mieux>

Basilico L., Villemagne E. et Staub P.-F. 2022. Micropolluants émis par le secteur de la santé : prendre soin aussi de l'eau. Retours d'expériences et recommandations à l'intention des acteurs hospitaliers. *Collection Comprendre pour agir*, OFB 44. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/micropolluants-emis-secteur-sante-prendre-soin-aussi-leau>.

Behringer D., Heydel F., Gschrey B. et al. 2021. Persistent degradation products of halogenated refrigerants and blowing agents in the environment: type, environmental concentrations, and fate with particular regard to new halogenated substitutes with low global warming potential. UBA report no FB000452, Texte 73/2021. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/persistent-degradation-products-of-halogenated>.

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) pp. 261-269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>.

Berger J. 2023. Quelques outils pour mettre en œuvre la déprescription, *Actualités Pharmaceutiques* 62(624) pp. 23-25. <https://doi.org/10.1016/j.actpha.2023.01.035>.

Biggs J., Myers J., Kufel J. et al. 2021. A natively flexible 32-bit Arm microprocessor. *Nature* 595 pp. 532-536. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03625-w>.

Borrelle S.B., Ringma J., Lavender Law K. et al. 2020. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science* 369 pp. 1515-1518. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aba3656>.

Boxall A.B.A., Sinclair C.J., Fenner K. et al. 2004. When synthetic chemicals degrade in the environment. *Environmental Science & Technology* 38 pp. 368A-375A. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es040624y>.

Brühl C.A. and Zaller J.G. 2019. Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science* 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177>.

Brunn H., Arnold G., Körner W. et al. 2023. PFAS: forever chemicals-persistent, bioaccumulative and mobile. Reviewing the status and the need for their phase out and remediation of contaminated sites. *Environmental Sciences Europe* 35. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00721-8>.

Buil S., Philippe S., Pouly N. 2019. Réduction et Gestion des micropolluants sur la métropole bordelaise. Description des sources et inventaire des leviers d'action. Étude de la source Collectivités. Projet REGARD. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/2020-01/REGARD_Livrable_Tache-1-2_source-collectivite_V2019-11-07_definitive.pdf.

Cairo M., Monnet A.-C., Robin S., Porcher E. & Fontaine C. 2024. Identifying pesticide mixtures at country-wide scale, Peer Community Journal 4. <https://doi.org/10.24072/pcjournal.472>.

Capdeville M.-J., Aït-Aïssa S., Barillon B. et al. 2021. Diagnostiquer et réduire à la source les micropolluants - Retour d'expérience du projet Regard (Bordeaux Métropole). TSM 3 pp. 13-28. <https://doi.org/10.36904/tsm/202103013>.

Caprio E., Nervo B., Isaia M. et al. 2015. Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural Systems* 136 pp. 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.02.009>.

Cazals C., Lyser S., Valadaud R. 2019. Micropolluants : des pratiques des professionnels de santé aux leviers d'action possibles. Une étude appliquée au bassin d'Arcachon. Livrable 4.3 du projet Rempar. <https://www.siba-bassin-arcachon.fr/node/1082>.

CC - Cour des comptes 2022. Observations définitives. Gestion des risques liés aux installations classées pour la protection de l'environnement dans le domaine industriel. Exercices 2010-2022. S2023-1508. <https://www.ccomptes.fr/fr/publications/la-gestion-des-risques-lies-aux-installations-classees-pour-la-protection-de>.

CCE - Cour des comptes européenne 2020. Biodiversité des terres agricoles : la contribution de la PAC n'a pas permis d'enrayer le déclin. Rapport spécial 13/2020. <https://www.eca.europa.eu/fr/publications?did=53892>.

CCE - Cour des comptes européenne 2021. Principe du pollueur-paye : une application incohérente dans les différentes politiques et actions environnementales de l'UE. Rapport spécial no 12. <https://op.europa.eu/webpub/eca/special-reports/polluter-pays-principle-12-2021/fr/index.html>.

CE - Communauté Européenne 2001. Directive 2001/83/CE du 6 novembre 2001 instituant un code communautaire relatif aux médicaments à usage humain. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=celex%3A32001L0083>.

COM 2016. Article 9 de la Directive (EU) 2016/2284 du Parlement européen et du Conseil du 14 décembre 2016 concernant la réduction des émissions nationales de certains polluants atmosphériques, modifiant la directive 2003/35/CE et abrogeant la directive 2001/81/CE. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000035464615>.

Cerema 2019. L'expérience pionnière du Grand Chambéry. Fiche no 1 Raccordement des entreprises aux réseaux d'assainissement. *Collection Expériences et pratiques*, Cerema. <https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/17409/raccordement-des-entreprises-aux-reseaux-d-assainissement-fiche-n-01-l-experience-pionniere-du-grand?lg=fr-FR>.

Cerema 2020. Macrodéchets anthropiques et assainissement - Enjeux et leviers d'action pour une réduction des flux dans les milieux récepteurs. Collection Connaissances. <https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/1405/macrodchets-anthropiques-et-assainissement-enjeux-et-leviers-d-action-pour-une-reduction-des-flux-d?lg=fr-FR>.

CESIAe - Comité d'Expertise Scientifique Interdisciplinaire sur l'Affichage environnemental 2023. Recommandations pour un dispositif global d'affichage environnemental producteur de sens, fédérateur, et apte à accélérer la transition écologique. Pour des systèmes agricoles et alimentaires soutenables et résilients. https://abiodoc.docressources.fr/index.php?vl=notice_display&id=47888.

CGDD - Commissariat Général au Développement Durable. 2011. Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau. Études & documents no 52. <https://economiev2.eaufrance.fr/cout-des-principales-pollutions-agricoles-de-leau>.

CGEDD - Conseil général à l'environnement et au développement durable 2022. Le devenir des déchets exportés à l'étranger par la France. Rapport no 013750-01. <https://www.vie-publique.fr/rapport/284618-le-devenir-des-dechets-exportes-l-etranger-par-la-france>.

Chabé-Ferret S., Reynaud A., & Tène E. 2021. Water Quality, Policy Diffusion Effects and Farmers' Behavior. Toulouse School of Economics Working Paper no 21-1229. <https://www.tse-fr.eu/publications/water-quality-policy-diffusion-effects-and-farmers-behavior>.

Chapon V., Pucheux N. 2020. Étude sur le coût de la présence de micropolluants dans les eaux. Ineris - 179438 - 831099 - v3.0. <https://www.ineris.fr/fr/etude-cout-presence-micropolluants-eaux>.

Charuaud L., Jardé E., Jaffrézic A. et al. 2019. Veterinary pharmaceutical residues in water resources and tap water in an intensive husbandry area in France. *Science of the Total Environment* 664 pp. 605-615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.303>.

CJUE 2023. Arrêt C-162/21 du 19 janvier 2023 de Cour de justice de l'Union européenne. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:62021CJ0162>.

CNB - Comité national de la biodiversité 2024. Avis relatif à la « stratégie Écophyto 2030 » (Projet pour délibération). Délibération No 2024-01. https://www.avis-biodiversite.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/2024-01_avis_cnb_strategie-ecophyto-2030_10_janvier_2024.pdf.

COM 2019b. Communication de la Commission UE du 11 mars 2019. Approche stratégique de l'Union européenne concernant les produits pharmaceutiques dans l'environnement. COM/2019/128 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52019DC0128&from=EN>.

COM 2019c. *Study on investment needs in the waste sector and on the financing of municipal waste management in Member States*, European Commission, Directorate-General for Environment. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/769124>.

COM 2020a. Commission Staff Working Document: Progress report on the assessment and management of combined exposures to multiple chemicals (chemical mixtures) and associated risks. <https://op.europa.eu/s/zP57>.

COM 2020b. Stratégie pour la durabilité dans le domaine des produits chimiques. Vers un environnement exempt de substances toxiques. Communication de la Commission UE du 14 octobre 2020. COM(2020) 667 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0667&from=DE>.

COM 2021a. Plan d'action de l'Union européenne. « Vers une pollution zéro dans l'air, l'eau et les sols » COM(2021) 400 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021DC0400>.

COM 2021b. Recommandation (UE) 2021/2279 de la Commission européenne du 15 décembre 2021 relative à l'utilisation de méthodes d'empreinte environnementale pour mesurer et indiquer la performance environnementale des produits et des organisations sur l'ensemble du cycle de vie. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32021H2279>.

COM 2022c. Trends in harmonised risk indicators for the European Union, European Commission. Food Safety. https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/sustainable-use-pesticides/harmonised-risk-indicators/trends-eu_en.

COM 2022d. Proposition de directive du parlement européen et du conseil relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (refonte) (COM(2022) 541 final). Brussels : Belgium. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:fc078c8-55f7-11ed-92ed-01aa75ed71a1.0011.02/DOC_1&format=PDF.

COM 2024b. Proposition de directive du parlement européen et du conseil relative à la surveillance et à la résilience des sols (directive sur la surveillance des sols). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:52023PC0416>.

Conseil d'État 2010. L'eau et son droit. *Études et documents*. <https://www.conseil-etat.fr/publications-colloques/etudes/l-eau-et-son-droit>.

Conseil d'État 2021. Décision 15 novembre 2021, no 437613, association France Nature Environnement. https://www.conseil-etat.fr/fr/arianeweb/CRP/conclusion/2021-11-15/437613?download_pdf.

Cour de cassation 2012. Ch. Criminelle, 25 septembre 2012, no 10-82.938. Publié au bulletin, <https://www.legifrance.gouv.fr/juri/id/JURITEXT000026430035>.

Darmon D., Belhassen M., Quien S. et al. 2015. Facteurs associés à la prescription médicamenteuse en médecine générale : une étude transversale multicentrique. *Santé Publique* 27 p. 353-362. <https://www.cairn.info/revue-sante-publique-2015-3-page-353.htm>.

De Sabran-Pontevès E. 2007. Les transcriptions juridiques du principe pollueur-paiEUR. Thèse. Presses universitaires d'Aix-Marseille. <https://books.openedition.org/puam/1248?lang=en>.

Deguines N., Jono C., Baude M et al. 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12(4) pp. 2012-2017. <https://doi.org/10.1890/130054>.

DEPHY Écophyto, Cellule d'Animation Nationale 2023. Synthèse nationale des données DEPHY FERME Viticulture sur la période 2017-2020. 62p. <https://ecophytopic.fr/dephy/proteger/synthese-nationale-des-donnees-dephy-ferme-viticulture>.

Diepens N.J., Belgers D., Buijse L., Roessink I. 2023. Pet dogs transfer veterinary medicines to the environment. *Science of The Total Environment* 858(Part I). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159550>.

Drakvik E., Altenburger R., Aoki Y. et al. 2020. Statement on advancing the assessment of chemical mixtures and their risks for human health and the environment. *Environment International* 134. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105267>.

Drobenko B. 2021. Les injustices de la mise en œuvre du principe pollueur-paiEUR dans le domaine de l'eau. Les nouvelles figures du principe pollueur-paiEUR. In Delabie L., Jamay F. dir. Les nouvelles figures du principe pollueur-paiEUR. *Mare Mare* -2020. <https://hal.science/hal-03630118>.

EauFrance 2022. Synthèse 2019 des états des lieux des bassins. Données issues des états des lieux 2019. Bulletin no 4. https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2022-03/bulletin_rapportage_2019_final.pdf.

EEA - European Environment Agency. 2019. The European environment - state and outlook 2020. Knowledge for transition to a sustainable Europe. doi:10.2800/96749. <https://op.europa.eu/s/zP56>.

EFSA - European Food Safety Authority. 2023. Revised guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.7989>.

EFRAG 2023. Draft European Sustainability Reporting Standard, ESRS E2, Pollution, Basis for conclusion. <https://www.efrag.org/sites/default/files/sites/webpublishing/SiteAssets/BC%20ESRS%20E2%20Pollution%20.pdf>.

ELAW - Environmental Law Alliance Worldwide 2010. Guide pour l'évaluation des EIE (Études d'Impacts Environnementaux) de projets miniers. 1^{re} édition. <https://www.eia.nl/documenten/00000673.pdf>.

Erhart S. & Erhart K. 2023. Environmental ranking of European industrial facilities by toxicity and global warming potentials. *Scientific Reports* 13. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25750-w>.

Favre M. et Demoor L. 2024. Impact environnemental de l'action des agences de l'eau: une évaluation économétrique sur le bassin Rhin-Meuse. *CGDD, document de travail*, mars 2024. <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-43640-impact-environnemental-soutien-financier-agence-eau-rhin-meuse.pdf>.

Feuillette S., Levrel H., Boeuf B. et al. 2016. The use of cost-benefit analysis in environmental policies: Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France. *Environmental Science & Policy* 57 pp. 79-85. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.12.002>.

FIWAP - Filière wallonne de la pomme de terre 2013. Effets potentiels des doryphores sur le rendement en pomme de terre Bintje - Synthèse des essais réalisés en 2012, *Fiwap-Info* 134. <https://fiwap.be/wp-content/uploads/2020/05/1306doryBilanEssai.pdf>.

Fossier Th. 2021. Espoirs déçus - À propos du projet de loi Climat et d'un nouvel écocide. Tribune. *Droit de l'environnement* 297. https://www.cogiterra.fr/numero_detail.php?id=297&revue=de.

Fouquart I. 2023. La sobriété chimique au cabinet dentaire. Thèse de doctorat. Université de Lille. 2023. <https://pepite.univ-lille.fr/ori-oai-search/notice/view/univ-lille-42535?lightbox=true>.

Froger C., Jolivet C., Budzinski H. et al. (2023). Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environmental Science & Technology* (57 : 20) pp. 7818-27, DOI: 10.1021/acs.est.2c09591

Furlan L., Benevgnù I., Cecchin A. et al. 2014. Difesa integrata del mais: come applicarla in campo. *L'Informatore Agrario* 9 Supplemento Difesa delle Colture pp. 11-14. https://www.venetoagricoltura.org/upload/File/erbacee_bollettino/DIF%20INTEGR%20MAIS%20IA%200901114sup.pdf.

Gabriel D., Tscharnke T. 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118(1-4) pp. 43-48. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.005>.

Garnault M., Barbu C., Aulagnier A. et al. 2024. Evaluation of two indicators according to the objectives of the Sustainable Use of pesticides Directive (SUD). A French case study. <https://hal.science/hal-04564733v1/document>.

Giese B., Drapalik M., Zajicek L. et al. 2020. Advanced materials: Overview of the field and screening criteria for relevance assessment. Report FB000383/ZW. Texte 132/2020. German Environment Agency (UBA). <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/advanced-materials-overview-of-the-field-screening>.

Glüge J., Breuer K., Hafner A. et al. 2024 Finding non-fluorinated alternatives to fluorinated gases used as refrigerants. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 26(11). <https://doi.org/10.1039/D4EM00444B>.

Gouvernement 2021. Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>.

Gouvernement 2022a. Décret n° 2022-1486 du 28 novembre 2022 relatif à l'encadrement de l'utilisation de produits phytopharmaceutiques dans les sites Natura 2000. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046658284>. Instruction interministérielle (environnement, agriculture) concernant la mise en œuvre du décret n° 2022-1486 du 28 novembre 2022 relatif à l'encadrement de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les sites Natura 2000. <https://www.legifrance.gouv.fr/circulaire/id/45493?origin=list&page=5>

Gouvernement 2022b. Décret n° 2022-507 du 8 avril 2022 relatif à la proportion minimale d'emballages réemployés à mettre sur le marché annuellement. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045536300>.

Graie 2018. La mise en conformité des rejets non-domestiques des activités de la collectivité. <http://www.graie.org/graiedoc/reseaux/Racco/racc-outil-graie-rejetsEND-collectivite.pdf>.

Gromaire M.C., Flanagan K. 2020. Synthèse des résultats du projet et orientations opérationnelles. Livrable du projet Roulépur. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/60604?fic=PUBLI/R22/90.pdf.

Halbach K., Möder M., Schrader S. et al. T. 2021. Small streams-large concentrations? Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall. *Water Research* 203. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117535>.

Halpaap A. et al. 2022. Manuel-cadre sur la chimie verte et durable. UNep. https://saicmknowledge.org/sites/default/files/resources/GSCF_FR.pdf.

Hamant O. 2022 *La troisième voie du vivant*. Paris : Éditions Odile Jacob.

Heinen J., Smith M.E., Taylor A., and Bommarco R. 2023 Combining organic fertilisation and perennial crops in the rotation enhances arthropod communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 349. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108461>.

Hicks K.A., Fuzzen M.L.M., McCann, et al. 2017. Reduction of intersex in a wild fish population in response to major municipal wastewater treatment plant upgrades. *Environmental Science Technology* 51 pp. 1811-1819. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05370>.

IGEDD - Inspection Générale de l'Environnement et du Développement Durable 2023. La pollution par les micro-plastiques d'origine textile. Rapport no 014908-01. <https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/la-pollution-par-les-micro-plastiques-d-origine-a3863.html>.

IGF - Inspection Générale des Finances 2021. Évaluation des actions financières du programme Écophyto. Rapport IGF-CGEDD-CGAAER no 2020-M-040-03. <https://www.igf.finances.gouv.fr/igf/accueil/nos-activites/rapports-de-missions/liste-de-tous-les-rapports-de-mi/evaluation-des-actions-financier.html>.

IGF - Inspection Générale des Finances 2022. Le financement de la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) pour 2030. Rapport IGF no 2022-M-025-03 et IGEDD no 014389-01. <https://www.igf.finances.gouv.fr/igf/accueil/nos-activites/rapports-de-missions/liste-de-tous-les-rapports-de-mi/le-financement-de-la-strategie-n.html>.

INERIS 2017. Guide méthodologique pratique d'évaluation de solutions de substitution. <https://substitution.ineris.fr/fr/guide-methodologique-pratique-devaluation-solutions-substitution>.

INERIS 2021. Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires. Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Deuxième édition - Septembre 2021. Ineris-200357-2563482-v1.0. <https://www.ineris.fr/fr/evaluation-etat-milieux-risques-sanitaires>.

INERIS 2024. Revue des données scientifiques et méthodologiques du concept d'usage essentiel, avec comme cas d'étude les PFAS. Ineris - 229262 - 2816719 - v1.0. 22/11/202. https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Ineris-229262_2816719_PFAS_usages_essentiels%20v1.pdf.

INERIS/OFB 2020. Campagne Émergents Nationaux 2018 (EMNAT 2018). Résultats de la recherche de contaminants émergents dans les eaux de surface et les rejets de STEU. Ineris - 172894 - 2169068 - v2.0 30/11/2020. <https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/documentation/Pollution/LotA.pdf>.

INRAE - 2023. Alternatives aux néonicotinoïdes - Innovation agronomiques 89. <https://ciag.hub.inrae.fr/revue-innovations-agronomiques/dernieres-publications/volume-89-novembre-2023>.

Jacquet F., Jeuffroy M.-H., Jouan J. et al. 2022. Zéro pesticide. Un nouveau paradigme de recherche pour une agriculture durable. Versailles : Éditions Quæ. <http://doi.org/10.35690/978-2-7592-3311-3>.

Jessop P.G., Ahmadpour F., Buczynski M.A. et al. 2015. Opportunities for greener alternatives in chemical formulations. *Green Chemistry* 17 pp. 2664-2678. <https://doi.org/10.1039/C4GC02261K>.

Johansen B., Louro, B., Griffiths M. et al. 2022 Economic Analysis of the Impacts of the Chemicals Strategy for Sustainability - Case study: Mixture Assessment Factor. Final Report Ref: ED 14790.

Jourda G. 2020. Rapport fait au nom de la commission d'enquête sur les problèmes sanitaires et écologiques liés aux pollutions des sols qui ont accueilli des activités industrielles ou minières, et sur les politiques publiques et industrielles de réhabilitation de ces sols. Tome I. <https://www.senat.fr/rap/r19-700-1/r19-700-1.html>.

Kättström, D., Beronius, A., Boije af Gennäs, U., Rudén, C., & Ågerstrand, M. 2024. Out of REACH. Environmental hazards of cosmetic preservatives. *Human and Ecological Risk Assessment. An International Journal* 30(1-2) pp. 122-137. <https://doi.org/10.1080/10807039.2023.2301073>.

Keijer T., Bakker V. & Slootweg J. C. 2019. Circular chemistry to enable a circular economy. *Nature Chemistry* 11(3) : 190-195. <https://doi.org/10.1038/s41557-019-0226-9>.

Kennett S.A. 1999. Towards a New Paradigm for Cumulative Effects Management. Canadian Institute of Resources Law. *CanLII/Docs* 287. <https://canlii.ca/t/t2nz>.

Köninger J., Ballabio C., Panagos P. et al. 2023. Ecosystem type drives soil eukaryotic diversity and composition in Europe. *Global Change Biology* 29(19) pp. 5706-5719. <https://doi.org/10.1111/gcb.16871>.

Kosnik MB, Hauschild MZ, Fantke P. 2022 Toward Assessing Absolute Environmental Sustainability of Chemical Pollution. *Environmental Science & Technology* 56(8) : 4776-4787. DOI: 10.1021/acs.est.1c06098.

Kragten S, Tamis W.L.M., Gertenaar E. et al. 2011. Abundance of invertebrate prey for birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Bird Conservation International* 21(1) pp. 1-11. <https://doi.org/10.1017/S0959270910000079>.

L'Haridon J., Martz P., Chenéble J.-C. et al. 2018. Ecodesign of cosmetic formulae: methodology and application *International Journal of Cosmetic Science* 40 pp. 165-177. <https://doi.org/10.1111/ics.12448>.

Laquaz M. et Di Majo P. 2015. Mise en évidence de solutions pour limiter les rejets polluants d'un établissement de soins : Étude au Centre Hospitalier Alpes Léman. Projet Sipibel-Rilact. <https://asso.graie.org/portail/mise-en-evidence-de-solutions-pour-limiter-les-rejets-polluants-dun-etablissement-de-soins/>.

Lascoumes, P. & Le Galès, P. 2005. Gouverner par les instruments. Presses de Sciences Po. <https://doi.org/10.3917/scpo.lasco.2005.01>.

Lechenet M., Dessaint F., Py G., Makowski D., and Munier-Jolain N. 2017. Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants* 3. <https://doi.org/10.1038/nplants.2017.8>.

Lecomte V., Staub P.-F. 2022. Pour une réduction des micropolluants urbains. Les enseignements des 13 projets du dispositif « Innovations et changements de pratiques : lutte contre les micropolluants des eaux urbaines ». Édition Agence de l'eau Adour-Garonne. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/60628?fic=PUBLI/R23/20.pdf.

Leenhardt S., Mamy L., Pesce S., Sanchez W. et al. 2022. L'impact des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse du rapport d'ESCo INRAE-Ifremer https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/ExpertiseCollectivePestiEcotox_R%C3%A9sum%C3%A9.pdf.

Loupsans D. 2017. Du dommage écologique au préjudice écologique - Comment la société prend-elle en compte et répare-t-elle les atteintes causées à l'eau et aux milieux aquatiques ? OFB Comprendre pour agir 26. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/dommage-ecologique-prejudice-ecologique-comment-societe-prend-elle-en-compte>.

Mahefarisoa K.L., Simon-Delso L., Zaninotto, V. et al. 2021. threat of veterinary medicinal products and biocides on pollinators: A One Health perspective. *One Health* 12 – 100237. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2021.100237>.

MASA - Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. 2017. ECOANTIBIO2 2017-2021. Plan national de réduction des risques d'antibiorésistance en médecine vétérinaire. <https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecoantibio-2-2017-2021>.

Maurice, A.C. 2018. Médicaments à usage humain et risque environnemental : synthèse d'options réglementaires pour faciliter la mise en place de nouvelles mesures d'atténuation. Projet Rilact Sipibel. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/2020-01/L3_tache41_RILACT_Maurice_sept-2018.pdf.

Metz F. & Ingold K. 2014. Sustainable Wastewater Management: Is it Possible to Regulate Micropollution in the Future by Learning from the Past? A Policy Analysis. *Sustainability* 6(4) pp. 1992-2012. <https://doi.org/10.3390/su6041992>.

Moermond C.T.A., Puhlmann N., Ross Brown A. et al. 2022. Greener Pharmaceuticals for More Sustainable Healthcare. *Environmental Science & Technology Letters* 9(9) pp. 699-705 <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.estlett.2c00446>.

Moreau J., Rabreau J., Badenhausser I. et al. 2022. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 194. https://www.cebc.cnrs.fr/wp-content/uploads/publipdf/2022/MEMA194_2022.pdf.

MTECT. 2017. Arrêté du 24 août 2017 modifiant dans une série d'arrêtés ministériels les dispositions relatives aux rejets de substances dangereuses dans l'eau en provenance des installations classées pour la protection de l'environnement. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000035734077>.

MTECT. 2023. Arrêté du 20 juin 2023 relatif à l'analyse des substances per- et polyfluoroalkylées dans les rejets aqueux des installations classées pour la protection de l'environnement relevant du régime de l'autorisation. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000047739535>.

Nemecek, T., Antón, A., Basset-Mens C. et al. 2022. Operationalising Emission and Toxicity Modelling of Pesticides in LCA: The OLCA-Pest Project Contribution. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 27 pp. 527-542. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02048-7>.

Niarchos G., Alygizakis N., Carere M., Dulio V. et al. 2024. Pioneering an effect-based early warning system for hazardous chemicals in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 180. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.117901>.

Nielsen M.-B., Clausen L.-P.-W., Cronin R. et al. 2023. Unfolding the science behind policy initiatives targeting plastic pollution. *Microplastics & Nanoplastics* 3. <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00046-y>.

Oginah S. A., Posthuma L., Slootweg J., Hauschild M. & P. Fantke 2025. Calibrating Predicted Mixture Toxic Pressure to Observed Biodiversity Loss in Aquatic Ecosystems. *Global Change Biology*, 31(6). <https://doi.org/10.1111/gcb.70305>.

OPECST - Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologique 2023. Le recyclage des plastiques. Note n° 39, Juin 2023. <https://www.senat.fr/rap/r22-808/r22-8081.pdf>.

Owsiania M., Hauschild M.Z., Posthuma L. et al. 2023. Ecotoxicity characterization of chemicals: Global recommendations and implementation in USEtox. *Chemosphere* 310. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136807>.

Paruta P., Pucino M., Boucher J. 2022. Plastic Paints. The Environment. A global assessment of paint's contribution to plastic leakage to Land Ocean & Waterways. Ed. Environmental Action. <https://www.e-a.earth/wp-content/uploads/2023/07/plastic-paint-the-environment.pdf>.

Penru Y., Ait Aissa S., Couteau J. 2017. Caractérisation de la toxicité des eaux usées à Sophia Antipolis. Rapport d'étude du projet Micropolis Indicateurs. Agence française de la biodiversité. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/60314?fic=PUBLI/R14/48.pdf.

Philip L., Le Picard M., Lavergne E. et al. 2024. Comparison of the macro-, meso- and microplastic pollution in French riverbanks and beaches using citizen science with schoolchildren. Article soumis en février 2024 à *Environmental Science and Pollution Research*. <https://www.researchsquare.com/article/rs-3870685/v1>.

Pistocchi A., Andersen R., Bertanza G. et al. 2022. Treatment of micropollutants in wastewater: Balancing effectiveness, costs and implications. *Science of the Total Environment* 850. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157593>.

Ponisio L.C., M'Gonigle L.K., Mace K.C. et al. 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B* 282. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>.

Poulet N., Basilico L. 2019. L'ADN environnemental pour l'étude de la biodiversité. État de l'art et perspectives pour la gestion. *Les rencontres. Synthèses*. Éditions de Agence française pour la biodiversité. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-rencontres-synthese/ladn-environnemental-letude-biodiversite-etat-lart-perspectives-gestion>.

Preston-Allen, R.G.G., Albini, D., Barron, L. et al. 2023. Are urban areas hotspots for pollution from pet parasiticides? Grantham Institute. Briefing note #15. <https://doi.org/10.25561/102699>.

Reif J., Gamero A., Hološková A. et al. 2024. Accelerated farmland bird population declines in European countries after their recent EU accession. *Science of The Total Environment* 946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174281>.

Rostang A., Belloc C., Leblanc Maridor M. & Pouliquen H. 2023. La pharmacie vétérinaire - un enjeu majeur pour un élevage durable. *INRAE Productions Animales* 35(4) pp. 245-246. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2022.35.4.7181>.

Roussel A. 2019. Le principe de solidarité écologique ou l'irruption de la science dans le droit. *Revue juridique de l'environnement* 44(3) pp. 479-498. Éditions JLE. https://www.jle.com/fr/revues/rje/e-docs/le_principe_de_solidarite_ecologique_ou_irruption_de_la_science_dans_le_droit_349170/article.phtml.

Saaristo M., Brodin T., Balshine S. et al. 2018. Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. *Proceedings of the Royal Society B* 285. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.1297>.

Santos T., Buonsante V., Loonen H. and Borja G. 2022. The need for speed. Why it takes the EU a decade to control harmful chemicals and how to secure more rapid protections. European Environmental Bureau, Report. <https://eeb.org/library/the-need-for-speed-executive-summary/>.

Secretariats of the Basel, Rotterdam, Stockholm Conventions (BRS), and the Minamata Convention on Mercury (MC). 2021. Interlinkages between the chemicals and waste multilateral environmental agreements and biodiversity: key insights. <https://www.brsmeas.org/biodiversity-report>.

SGPE-Sécrétariat général à la planification écologique 2023. Mieux se nourrir / protéger nos écosystèmes. La planification écologique dans l'agriculture. 9 juin 2023 - Point d'étape. <https://www.info.gouv.fr/grand-dossier/france-nation-verte/mieux-se-nourrir>.

Siviter H. & Muth F. 2020. Do novel insecticides pose a threat to beneficial insects? *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 287(1935). <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.1265>.

Solé M., Brendel S., Aldrich A. et al. 2024. Assessing in-field pesticide effects under European regulation and its implications for biodiversity: a workshop report. *Environmental Sciences Europe* 36. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00977-8>.

Soulier A., Carrera L., Jarde E. et al. 2015. Occurrence des résidus médicamenteux d'origine vétérinaire et traceurs de contamination fécale dans les eaux de surface dans deux bassins versants bretons. Partenariat ONEMA. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/12e_rapport_residus_medicaments.pdf.

Soyer M., Gauthey J. 2018. Lutter contre les micropolluants dans les milieux aquatiques : quels enseignements des études en sciences humaines et sociales ? *Collection Comprendre pour agir*, OFB 32. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/lutter-contre-micropolluants-dans-milieux-aquatiques-quels-enseignements-etudes>.

SPI Val de Seine 2013 Brochure Autorisation de déversement. Secrétariat Permanent pour la prévention des pollutions Industrielles. <https://www.yumpu.com/fr/document/view/16751613/de-deversement-spi-vallee-de-seine>.

Staub P.-F., Dulio V., Gras O., Perceval O. et al. 2019. A Prospective Surveillance Network for improved and testing of innovative monitoring tools in France. Norman Bulletin 6 pp. 21-24. https://www.norman-network.net/sites/default/files/files/bulletins/Bulletin_Norman_n%C2%B006_octobre2019_06_11_2019.pdf.

Staub P.-F, Capdeville M.J. et Pomiès M. 2022. Conduire un diagnostic « micropolluants » sur un territoire urbain. Retour d'expérience méthodologique du dispositif national « lutte contre les micropolluants des eaux urbaines ». *Collection Comprendre pour agir* de l'OFB. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/conduire-diagnostic-micropolluants-territoire-urbain-retour-dexperience>.

Staub P.-F, Salomon M., Assoumani A., Blard-Zakar A. 2024. Multiyear and seasonal global indicators for French surface waters contamination by WFD substances. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35511-z>.

Tedoldi D., Grommaire M.C., Chebbo G. 2020. Infiltrer les eaux pluviales, c'est aussi maîtriser les flux polluants. État des connaissances et recommandations techniques pour la diffusion de solutions fondées sur la nature. Rapport OPUR. https://www.leesu.fr/opur/IMG/pdf/guide_infiltration_d_tedoldi-2.pdf.

The Pew Charitable Trusts 2020. Breaking the Plastic Wave: A Comprehensive Assessment of Pathways Towards Stopping Ocean Plastic Pollution. https://www.pewtrusts.org/-/media/assets/2020/07/breakingtheplasticwave_report.pdf.

Tibi, A., Martinet V., Vialatte A. et al. 2022. Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. Synthèse du rapport d'ESCo. INRAE. <https://hal-lara.archives-ouvertes.fr/hal-03852213/>.

Tissier ML, Shahmohamadloo RS, Guzman LM. 2025 Pesticide Risk Assessment in a Changing World. *Global Change Biology* 31. <https://doi.org/10.1111/gcb.70203>.

Topping C.J., Aldrich A. & Berny P. 2020. Overhaul environmental risk assessment for pesticides. *Science*. (367:6476) <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aay1144>.

Tostado L., Böll-Stiftung H., Bollmohr S. 2022. Pesticide Atlas. Facts and figures about toxic chemicals in agriculture. Fondation Heinrich Böll et La Fabrique Écologique. <https://fr.boell.org/fr/atlas-des-pesticides>.

Tribunal Administratif de Paris, 29 juin 2023. Décision no 2200534/4-1. <https://paris.tribunal-administratif.fr/decisions-de-justice/dernieres-decisions/prejudice-ecologique-lie-a-l-utilisation-des-produits-phytopharmaceutiques-l-etat-est-condamne>.

Tribunal administratif de Rennes, 18 juillet 2023. Décision no 2101565. <https://justice.pappers.fr/decision/35498a47f18adf1616f0bdd6d70fd7d04e08318d>.

Tuck S.L., Winqvist C., Mota F. et al. 2014. Land use intensity and the effects of organic farming on biodiversity : a hierarchical meta-analysis. *Journal of the applied Ecology* 51(3) pp. 746-755. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>.

UBA - German Environment Agency. 2016. Guide on sustainable chemicals - A decision tool for substance manufacturers, formulators and end users of chemicals. <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/guide-on-sustainable-chemicals>.

UBA - German Environment Agency. 2018. Recommendations for reducing micropollutants in waters. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/180709_uba_pos_mikroverunreinigung_en_bf.pdf.

UBA - German Environment Agency. 2022. Improving environmental protection in EU pharmaceutical legislation Recommendations for reducing adverse environmental impacts from human pharmaceuticals. Scientific opinion paper. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/improving-environmental-protection-in-eu>

UE - Union européenne 2022. Directive (UE) 2022/2464 du 14 décembre 2022 modifiant le Règlement (UE) no 537/2014 et les directives 2004/109/CE, 2006/43/CE et 2013/34/UE, en ce qui concerne la publication d'informations en matière de durabilité par les entreprises. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32022L2464>.

Valadaud R., Gauthey J., Soyer M., Lyser S., Cazals C. 2022. Les médecins et les pharmaciens de ville peuvent-ils contribuer à la réduction à la source des résidus médicamenteux ? Une enquête sociologique auprès de ces professionnels de santé sur le territoire du bassin d'Arcachon en France. *Environnement, Risques & Santé* 21 pp. 137-48. <https://www.cairn.info/revue-environnement-risques-et-sante-2022-2-page-137.htm>.

Van Dijk J., Gustavsson M., Stefan C. et al. 2021. Towards 'one substance - one assessment': An analysis of EU chemical registration and aquatic risk assessment frameworks. *Journal of Environmental Management* 280. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111692>.

Van Klink R., Bowler D.E., Gongalsky K.B. et al. 2023 Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature* (628) pp.359-364 <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06861-4>.

Vandenberg L.N., Rayasam S.D.G., Axelrad D.A. et al. 2023 Addressing systemic problems with exposure assessments to protect the public's health. *Environ Health* 21 (Suppl 1) : 121. <https://doi.org/10.1186/s12940-022-00917-0>.

Vijver M.G., Hunting E.R., Nederstigt T.A.P. et al. 2017. Post-registration monitoring of pesticides is urgently required to protect ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(4) pp. 860-865. <https://doi.org/10.1002/etc.3721>.

Von Gönner J., Gröning J., Grescho V. et al. 2024. Citizen science shows that small agricultural streams in Germany are in a poor ecological status. *Science of The Total Environment* 922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171183>.

Vrécourt M., Calenge C., Payne A. et al. 2023. Surveiller les tumeurs des chevreuils et des lièvres : un outil pour détecter des zones à forte pression chimique ? *Bulletin épidémiologique* 98(3) pp. 1-9. <https://ofb.hal.science/hal-04355536v1>.

Wang Z., Walker G.W., Muir D.C.G. & Nagatani-Yoshida K. 2020. Toward a global understanding of chemical pollution: A first comprehensive analysis of national and regional chemical inventories. *Environmental Science & Technology* 54 pp. 2575-2584. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b06379>.

Weisner O., Frische T., Liebmann L. et al. 2021. Risk from pesticide mixtures - The gap between risk assessment and reality. *Science of The Total Environment* 796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149017>.

Weisner O., Arle J., Liebmann L. et al. 2022. Three reasons why the Water Framework Directive (WFD) fails to identify pesticide risks. *Water Research* 208. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117848>.

Wenger A.S., Harvey E., Wilson S. et al. 2017. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and Fisheries* 18(5) pp. 967-985. <https://doi.org/10.1111/faf.12218>.

Williamson T., Bleeker A., Malherbe L., Jouglet P. 2023. Member State ecosystem impact data (sites and parameters). Full analysis. <https://circabc.europa.eu/ui/group/cd69a4b9-1a68-4d6c-9c48-77c0399f225d/library/7c768bec-7c0e-4de6-9930-e597a5b191c9/details?download=true>.

Windsor F.M., Ormerod S.J., R. Tyler C.T. 2017. Endocrine disruption in aquatic systems: up-scaling research to address ecological consequences. *Biological Reviews* 93(1) pp. 626-641. <https://doi.org/10.1111/brv.12360>.

Wolf Y., Oster S., Shuliakovich A. et al. 2022. Improvement of wastewater and water quality via a full-scale ozonation plant? - A comprehensive analysis of the endocrine potential using effect-based methods. *Science of The Total Environment* 803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149756>.

Yin, X., Feng, L., Gong, Y. 2023. Mitigating Ecotoxicity Risks of Pesticides on Ornamental Plants Based on Life Cycle Assessment. *Toxics* 11(4). <https://doi.org/10.3390/toxics11040360>.

Glossaire

Définitions

Additif : substance chimique qui est en général introduite avant ou pendant la mise en forme d'un produit ou matériau, pour apporter ou améliorer une (ou parfois plusieurs) propriété(s) spécifique(s).

Arthropodes : groupe d'espèces qui possède le plus d'espèces et le plus d'individus de tout le règne animal et des eucaryotes (80 % des espèces connues), tels les myriapodes, crustacés, arachnides, insectes.

Benthos : ensemble des organismes qui vivent dans les fonds aquatiques.

Bioagresseurs / Ravageurs : appelés aussi « ennemis des cultures », sont des organismes vivants qui attaquent les plantes cultivées et sont susceptibles de causer des pertes économiques.

Biocénose : ensemble d'êtres vivants coexistant dans un espace écologique donné ainsi que leurs organisations et interactions.

Biocide : dans le cadre du présent ouvrage, pesticide dont l'usage n'est pas destiné à la protection des cultures végétales.

Biodiversité : l'ensemble des êtres vivants ainsi que les écosystèmes dans lesquels ils vivent. Ce terme comprend également les interactions des espèces entre elles et avec leurs milieux.

Cyanobactérie : organismes microscopiques qui peuvent se développer dans les eaux douces superficielles, stagnantes, peu profondes, riches en nutriments. Elles peuvent former des dépôts abondants de couleur généralement bleue/verte et des mousses appelés « efflorescences algales ». Certaines espèces de cyanobactéries sont susceptibles de produire des toxines potentiellement dangereuses pour la santé.

Écosystème : système formé par un environnement (biotope) et par l'ensemble des espèces (biocénose) qui y vivent, s'y nourrissent et s'y reproduisent.

Écotoxicité : effet néfaste d'une substance chimique sur la santé des organismes vivants, et dans une acceptation plus large, sur leur organisation fonctionnelle (écosystème).

Eutrophisation : apport excessif de nutriments dans les milieux, entraînant une prolifération végétale, un appauvrissement en oxygène (pour les milieux aquatiques) et un déséquilibre de l'écosystème.

Fertilisation : apport aux sols de produits destinés à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques. Parmi elles : les engrains, les amendements, les mélanges de produits.

Fonctions écosystémiques : phénomènes propres à l'écosystème et nécessaires au maintien de son état écologique, physique et chimique. Ce sont des interactions entre les éléments et les processus biologiques et physiques qui permettent le maintien et le fonctionnement des écosystèmes.

Méta-analyse : compilation et une synthèse d'études variées déjà existantes sur un sujet.

Métal lourd : d'après le droit européen (COM, 2000)⁸⁶, tout composé d'antimoine, d'arsenic, de cadmium, de chrome hexavalent, de cuivre, de plomb, de mercure, de nickel, de sélénium, de tellure, de thallium et d'étain ainsi que ces matériaux sous forme métallique, pour autant qu'ils soient classés comme substances dangereuses.

86. Décision de la Commission CEE du 3 mai 2000, remplaçant la décision 94/3/CE établissant une liste de déchets en application de l'article 1^{er}, point a), de la directive 75/442/CEE du Conseil relative aux déchets et la décision 94/904/CE du Conseil établissant une liste de déchets dangereux en application de l'article 1^{er}, paragraphe 4, de la directive 91/689/CEE du Conseil relative aux déchets dangereux [archive].

Microbiote/microbiome : le microbiote est l'ensemble des micro-organismes – bactéries, microchampignons, protistes – vivant dans un environnement spécifique (appelé microbiome).

Microfibre : les microfibres sont des fibres textiles dont la masse linéique (ou masse linéaire) est inférieure à un 1 g/10 km. Elles peuvent être artificielles ou synthétiques (polyester, polyamide, acrylique, etc.).

Microplastique : petites particules (< 5 mm) de matière plastique dispersées dans l'environnement.

Micropolluant : substance (minérale, biologique, organique, radioactive...) polluante présente dans des concentrations très faibles dans l'eau (de l'ordre du microgramme ou du nanogramme par litre), dans l'air ou le sol, et qui peut avoir une action毒ique ou écotoxique pour tout ou partie des organismes ou l'écosystème.

Nanoplastique : microplastique de taille inférieure à 1µm.

Natura 2000 : les sites Natura 2000 sont désignés pour protéger un certain nombre d'habitats et d'espèces représentatifs de la biodiversité européenne. La liste précise de ces habitats et espèces est annexée à la directive européenne oiseaux 2009/147/CE et à la directive européenne habitats-faune-flore 92/43/CE.

Néonicotinoïdes : parmi les insecticides, la famille des néonicotinoïdes est composée de sept molécules : l'imidaclopride, le thiaméthoxame, le clothianidine, le dinotéfuran, l'acétamiprime, le nitenpyrane et le thiadiazole. Commercialisées par des géants de l'agrochimie comme Bayer ou Syngenta, elles représentent aujourd'hui environ 40 % du marché mondial des insecticides agricoles.

Nutriments : éléments minéraux absorbés via l'eau par les plantes pour leurs besoins vitaux, à commencer par l'azote et le phosphore, mais également potassium, calcium, magnésium, et soufre.

Ozonation ou ozonisation : transformer en ozone.

Pesticide : produit qui prévient, détruit ou contrôle un organisme nuisible (« ravageur ») ou une maladie, ou qui protège les plantes ou les produits végétaux pendant la production, le stockage et le transport. Le terme comprend, entre autres, les herbicides, les fongicides, les insecticides, les acaricides, les nematicides, les molluscicides, les régulateurs de croissance, les répulsifs, les rodenticides et les biocides.

Perturbateurs endocriniens : substances capables d'interférer avec le système hormonal des organismes, entraînant des effets délétères.

Plancton : organismes aquatiques, principalement microscopiques, qui vivent dans la colonne d'eau et incapables de nager contre un courant, flottants dans l'eau de mer ou l'eau douce jusqu'à 200 mètres de profondeur environ. Il est composé de zooplancton (animal) et phytoplancton (végétal).

Substance phytopharmaceutique : pesticide destiné à protéger les cultures.

Recyclage : deux acceptations dans le cadre du présent ouvrage. Ce terme peut référer aux cycles naturels du carbone ou de l'azote, qui circulent entre différents compartiments, le sol, l'atmosphère et les tissus de la plante, sous différentes formes (matières organiques ou minérales). Ou bien référer au recyclage des matières (notamment plastiques) pour la production d'articles de consommation, dans le cadre de l'économie circulaire.

Services écosystémiques : biens et services que les hommes peuvent tirer des écosystèmes, directement ou indirectement, pour assurer leur bien-être (nourriture, qualité de l'eau, paysages...).

Acronymes, sigles et vocabulaire des politiques publiques environnementales

ADEME : Agence de la transition écologique

AEE : Agence européenne de l'environnement

AGEC : Loi anti-gaspillage pour une économie circulaire (2020)

AMM : Autorisation de mise sur le marché

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

ANSM : Agence nationale de sécurité du médicament et des produits de santé

BNV-D : Banque nationale des vente-distributeurs des produits phytopharmaceutiques

CDB : Convention mondiale pour la diversité biologique

Cerema : Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

CGDD : Conseil général du développement durable

Cirad : Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement

CJE : Cour de justice européenne

CLP : règlement européen n°1272/2008, pour la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et des mélanges

CMS : Convention sur les espèces migratrices également connue sous le nom de convention de Bonn (traité environnemental des Nations unies qui fournit une plateforme mondiale pour la conservation et l'utilisation durable des animaux migrateurs terrestres, aquatiques et aviaires et de leurs habitats).

COP : Conférence des parties. Réunion annuelle des pays qui se sont engagés à respecter la convention des Nations unies sur la question des enjeux environnementaux.

DCE : Directive cadre européenne sur l'eau, 2000/60/CE

DCSMM : Directive cadre européenne stratégie pour le milieu marin, 2008/56/CE

DERU : Directive européenne eaux résiduaires urbaines, 91/271/CE

DGCCRF : Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes

ECHA : Agence européenne des produits chimiques

ÉCOPHYTO : La stratégie Écophyto 2030, publiée le 6 mai 2024, a pris le relais du plan national Écophyto. Elle confirme l'objectif de réduction de 50 % de l'utilisation des produits phytosanitaires, et de leurs risques d'ici 2030.

EFSA : (European Food Safety Authority). Autorité européenne de sécurité des aliments

Équivalent-habitant (EH) : Unité de mesure définie en France par l'article R2224-6 du Code général des collectivités territoriales comme la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique en oxygène en cinq jours de soixante grammes d'oxygène par jour.

ERA : (Environmental Risk Assessment). Évaluation réglementaire du risque environnemental associé à une substance ou un produit chimique, dans le cadre de leur mise sur le marché

FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

ICPE : Installation industrielle classée pour la protection de l'environnement

IED : La directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles, appelée directive IED, a pour objectif de parvenir à un niveau élevé de protection de l'environnement grâce à une prévention et à une réduction intégrée de la pollution provenant d'un large éventail d'activités industrielles et agricoles. Elle est le pendant pour les risques chroniques de la directive 2012/18/UE du 4 juillet 2012 dite directive Seveso 3 sur les risques accidentels.

Ifremer : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

IGEDD : Inspection générale de l'environnement et du développement durable

INRAE : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

Ineris : Institut national de l'environnement industriel et des risques

IPBES : Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques

IUCN ou UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

JRC : (Joint Research Center). Centre commun de recherche de la Commission européenne

MAF : Facteur d'attribution de mélange

MTECT : Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires

ODD : Objectifs de développement durable dans le cadre de l'agenda 2030 de l'ONU

OCDE : Organisation de coopération et de développement économiques

OCLA-Pest : ou OCLAESP : Office central de lutte contre les atteintes à l'environnement et à la santé publique...

OFB : Office français de la biodiversité

One health (« Une seule santé ») : Approche intégrée et unificatrice, promue par l'Organisation mondiale de la santé, qui vise à équilibrer et à optimiser durablement la santé des personnes, des animaux et des écosystèmes.

Pacte vert : Propositions de l'Union européenne (2019) visant à rendre tous les secteurs de l'économie de l'UE aptes à relever le défi de la neutralité pour le climat

PBT : Substance présentant des propriétés problématiques de persistance dans l'environnement, de bioaccumulation dans les tissus vivants, et de toxicité

PCB : POP de la classe des polychlobiphényles

PFAS : acronyme pour les substances poly ou perfluoroalkylées

PGSSE : Plan de gestion de sécurité sanitaire de l'eau

PN : Parc national

PNSE : Plan national santé environnement

PNUE : Programme des Nations unies pour l'environnement

POP : Polluant organique persistant

PPP : Produit phytopharmaceutique (aussi appelé « phytosanitaire », ou encore « produit de protection des plantes »), contenant des substances actives pesticides

PPV : Dispositif de phytopharmaco-vigilance

PSE : Paiement pour services environnementaux

REACH : Règlement européen n°1907/2006/CE relatif à l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques s'agissant de leur mise sur le marché

REP : Responsabilité étendue du producteur

RSDE : Recherche des substances dangereuses dans l'eau

RSP : Réseau de surveillance prospective

RMQS : Réseau national de mesure de la qualité des sols

SAGIR : Réseau national de surveillance des maladies infectieuses et intoxications des oiseaux et des mammifères sauvages terrestres

SDAGE : Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux

SDES : Service des données et études statistiques

SNB 2030 : Stratégie nationale biodiversité pour 2030

SPEAR (SPEcies At Risk) : Système d'indicateurs biologiques basés sur les caractéristiques des cours d'eau, qui établit un lien quantitatif entre la contamination par les pesticides et la composition des communautés d'invertébrés.

STEU : Station de traitement des eaux usées

SVHC (Substance of Very High Concern) : Substances hautement préoccupantes au sens de REACh

TFA : Acide trifluoroacétique, petite molécule fluorée assimilable à un PFAS

TGAP : Taxe générale sur les activités polluantes

UBA : (*German Environment Agency*). Agence fédérale allemande de l'environnement

USEtox® : Modèle scientifique consensuel approuvé par l'initiative du PNUE sur le cycle de vie des produits chimiques pour caractériser leurs impacts humains et écotoxiques

ZSCE : Zones soumises à contraintes environnementales

WWF (World Wild Fund) : Fonds mondial pour la vie sauvage

Résumé et mots-clés

La nouvelle synthèse *Désintoxiquer la nature*, éditée dans la collection OFB « Comprendre pour agir », met en lumière les problématiques liées aux pollutions chimiques, leurs impacts sur la biodiversité et les écosystèmes, ainsi que les pistes de solutions envisagées. Elle appelle à un changement de paradigme dans la manière dont nous appréhendons la chimie et son impact sur l'environnement.

La prégnance de la pollution chimique et ses impacts sur la nature

L'ouvrage repart du constat récent que « le volume de plus en plus important d'agents de pollutions chimique et biologique [...] dépasse désormais la capacité des sociétés à effectuer des évaluations et des contrôles quant à leur sûreté ». Cet ouvrage souligne les difficultés d'évaluation précises de la contamination, avec des données sur la circulation des matières écotoxiques n'étant évaluées qu'avec une très forte incertitude, y compris à l'échelle européenne.

Il met en évidence l'augmentation constante de la production de l'industrie chimique, qui est au niveau mondial le plus grand consommateur industriel d'énergie et le troisième émetteur industriel de dioxyde de carbone. L'extraction de ressources fossiles et l'utilisation de réactifs secondaires sont considérables, engendrant des pressions environnementales importantes. La transition énergétique, bien que nécessaire, entraîne également une augmentation de la demande en métaux (tels que le nickel, le cobalt ou le lithium), avec des augmentations de production de plusieurs centaines de pourcents prévues d'ici 30 ans pour ces minerais.

Cette synthèse explore les différentes formes de pollution chimique résultant de la mise sur le marché de ces productions, incluant les substances persistantes, bioaccumulables, toxiques, les microplastiques, les pesticides, les résidus médicamenteux, les PFAS ou les métaux lourds. Ces polluants se dispersent dans l'environnement *via l'eau, l'air, les sols, et peuvent même être transportés sur de longues distances*.

Ces pollutions chimiques y sont identifiées comme une cause majeure de la perte de biodiversité, avec des effets documentés sur les micro-organismes, les plantes, les insectes, les poissons, les oiseaux, et l'ensemble de la chaîne alimentaire. Le document aborde les impacts de la pollution sur la biodiversité de manière détaillée et structurée, sur la base de la littérature scientifique récente, en soulignant la complexité des interactions, et les menaces spécifiques à chaque type d'écosystèmes (terrestres, aquatiques et marins).

Les cadres réglementaires de la mise sur le marché des produits et leurs limites

Le règlement REACh est présenté comme un outil clé pour l'enregistrement, l'évaluation et la restriction des substances chimiques. Ses limites sont examinées, en lien avec la lenteur des processus de régulation des substances dangereuses, son approche trop centrée sur les effets directs, et avec le manque de prise en compte des effets cumulatifs et des impacts sur la biodiversité.

Cet ouvrage passe aussi en revue les lacunes de l'évaluation des produits phytopharmaceutiques, avec des procédures longues et des substances actives restant sur le marché pendant qu'une nouvelle évaluation des risques est effectuée. Il pointe aussi la non-prise en compte des effets indirects potentiels par l'altération du réseau trophique dans les études d'homologation. Le document souligne également l'absence d'une évaluation écotoxicologique systématique pour les médicaments à usage humain.

La nécessité y est reconnue d'une approche plus systémique pour l'évaluation des risques chimiques, la priorité actuelle axée sur les secteurs à forts enjeux d'exposition humaine laissant de côté l'impact sur la biodiversité.

Pistes d'action et solutions proposées

Cette synthèse insiste sur la nécessité de promouvoir à l'échelle sociétale les concepts de « sobriété chimique », de « solidarité écologique » et « d'usages essentiels », avec des pistes pour réduire les usages de produits chimiques dans différents secteurs, notamment l'agriculture, l'industrie et la consommation. Elle souligne l'importance des mesures préventives, regrettant que ces dernières pâtissent aujourd'hui d'un investissement très inférieur à celui des actions curatives.

L'écoconception des produits est mise en avant pour minimiser l'utilisation de substances toxiques et privilégier des alternatives plus sûres. Cela inclut la conception de produits avec une dégradabilité la plus exhaustive possible, tout en maîtrisant les risques liés aux produits de dégradation.

Cet ouvrage valorise l'approche territoriale du diagnostic des pollutions, avec une priorisation des enjeux et une implication de tous les acteurs. Les citoyens y sont identifiés comme pouvant contribuer à la réduction des pollutions de multiples façons : en remettant en question la nécessité de certains produits chimiques pour privilégier la sobriété, en privilégiant les alternatives moins synthétiques, en modifiant leurs habitudes de mobilité, et en participant à des actions collectives.

L'importance de la surveillance chimique environnementale est soulignée, en tant que socle pour l'évaluation réglementaire de la qualité des écosystèmes. Des outils comme le RMQS (réseau national de mesure de la qualité des sols) pour la qualité des sols et la surveillance DCE pour les eaux sont présentés, avec des améliorations à apporter pour tenir compte des enjeux biodiversité.

Les solutions d'interception des flux polluants dans les territoires sont aussi mises en avant, telles que la désimperméabilisation des sols et la maîtrise des raccordements aux réseaux d'eaux usées. Le traitement optimisé des eaux usées est également identifié comme levier important.

Cet ouvrage explore pour finir les outils économiques tels que les redevances, les paiements pour services environnementaux ou la responsabilité étendue du producteur, pour inciter à des pratiques plus durables. Les subventions pour les technologies à faible émission et les « écorégimes » de la PAC sont également cités comme leviers potentiels, tout en notant que les dépenses défavorables à la biodiversité sont encore majoritaires. Il examine les rôles de la directive CSRD pour améliorer la transparence sur les performances environnementales des entreprises, avec la prise en compte de leurs politiques de prévention de la pollution, et de la directive CSDDD sur le devoir de vigilance des entreprises, également mentionnée, mais avec une limite sur la non-prise en compte de la fin de vie des produits.

Le document souligne au final l'urgence d'une action collective, combinant réglementations plus ambitieuses, incitations économiques, innovation technologique et gouvernance participative, afin de protéger le vivant face à la menace des pollutions chimiques. Il en ressort que les quatre piliers d'une politique publique efficace (diagnostic, réglementation, planification, et moyens) doivent être précisés, renforcés et rendus davantage cohérents entre eux pour réussir cette transition, en s'appuyant quand cela est possible sur les cadres fournis par le Pacte vert européen, la Planification écologique ou la Stratégie nationale biodiversité pour 2030.

Mots-clés

pollutions chimiques, déclin de la biodiversité, approche systémique, chimie industrielle, sobriété, Pacte vert, agroécologie, règlement REACH, évaluation des risques écotoxiques, principe pollueur-payseur.



Remerciements

Remerciements

Que soient remerciés pour leurs aimables et efficaces contributions à l'amélioration de cet ouvrage : Bénédicte Augeard, Romuald Berrebi, Nolwenn Bougon, Pierre Boyer, Pierre-Emmanuel Briaudet, Elisabeth Bro, Olivier Crouzet, Stéphane Garnaud-Corbel, René Lalement, Pascale Langlois-Gorce, Eric Marboutin, Gabriel Melun, Oliver Perceval, Christine Saint-Andrieux, Estérelle Villemagne & Anne Vivier.

Citation

Staub P.-F., Billy C., Cardoso O., Gauthey J. 2025. *Désintoxiquer la nature. Pour un nouveau cadre d'action contre les pollutions chimiques et leurs effets systémiques sur la biodiversité*. Office français de la biodiversité. Collection *Comprendre pour agir*. 180 pages.

Édition

Stéphanie Belaud & Marie-Luce Rauzy

Création et mise en page

Parimage

Cet ouvrage fait partie de la collection *Comprendre pour agir* consultable sur le portail technique de l'Office français de la biodiversité (<https://professionnels.ofb.fr/fr/comprendre-pour-agir>).



Derniers numéros parus

35 – Bresle - Oir - Scorff - Nivelle. Trois décennies d'observations et de recherche sur les poissons migrateurs (mai 2020)

36 – Dimensionnement de la compensation ex ante des atteintes à la biodiversité - État de l'art des approches, méthodes disponibles et pratiques en vigueur (mai 2020)

37 – Histoire et impacts environnementaux de l'orpaillage en Guyane - Clefs de compréhension des tensions actuelles (juin 2020)

38 – Bilan pour l'action de la stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020 : synthèse de l'évaluation (juillet 2020)

39 – Trame noire, méthodes d'élaboration et outils pour sa mise en œuvre (mars 2021)

40 – Les ressources de la prospective au service de la biodiversité – Comment mobiliser les futurs pour les politiques publiques de biodiversité ? (septembre 2021)

41 – Le traitement des eaux usées domestiques dans les départements d'outre-mer (septembre 2021)

42 – Micropolluants émis par les usages domestiques et l'artisanat : changer les pratiques pour mieux préserver l'eau – Retours d'expériences et recommandations à l'intention des collectivités (décembre 2021)

43 – Conduire un diagnostic « micropolluants » sur un territoire urbain - Retour d'expérience méthodologique du dispositif national « lutte contre les micropolluants des eaux urbaines » (février 2022)

44 – Micropolluants émis par le secteur de la santé : prendre soin aussi de l'eau - Retours d'expériences et recommandations à l'intention des acteurs hospitaliers et de la santé (avril 2022)

45 – Les espèces exotiques envahissantes : connaissances pratiques et expériences de gestion (ter). Volume 4 (mai 2022)

46 – La marque Esprit parc national - Synthèse de l'étude évaluative (juin 2022)

47 – Empreinte biodiversité importée de la France : état de l'art (septembre 2022)

48 – Le génie végétal sur les berges de cours d'eau : des techniques aux multiples bénéfices (octobre 2022)

49 – L'intégration de la biodiversité dans les formations des sports de nature : un levier d'action essentiel à la préservation des milieux (décembre 2022)

50 – Évaluation de la gestion d'aires protégées. Retour d'expérience sur 3 aires protégées gérées par l'Office français de la biodiversité (avril 2023)

51 – *E Mufre di Corsica* – Les Mouflons de Corse – *Ovis gmelini musimon* var. *corsicana* – 50 ans de travaux de recherches et d'actions de conservation (mars 2024)

52 – L'essentiel sur la haie (novembre 2023)

53 – Répartition communale de la petite faune de montagne en France : bilan de la décennie 2010-2019 et évolution depuis 1950 (juillet 2024)

54 – La gestion collective des ressources naturelles en France - Analyse comparée de la gestion des eaux souterraines et des pêcheries maritimes (décembre 2024)

55 – Désintoxiquer la nature. Pour un nouveau cadre d'action contre les pollutions chimiques et leurs effets systémiques sur la biodiversité (octobre 2025)

Dépôt légal à parution
ISSN print : 2607-060X
ISBN web : 978-2-38170-207-0
ISBN print : 978-2-38170-208-7
Gratuit
Achevé d'imprimer en France
par Cloître en octobre 2025
Imprimé sur du papier issu de sources responsables

