POLLUTION PLASTIQUE
LA BIODIVERSITÉ MENACÉE

X. Cousin, G. Darmon,
M.-F. Dignac, F. Lartaud,
G. Le Roux, G. Mathieu-Ernande,
C. Miaud, coord.

éditions Quæ

Pollution plastique, la biodiversité menacée

Xavier Cousin, Gaëlle Darmon, Marie-France Dignac, Franck Lartaud, Gaël Le Roux, Gaëlle Mathieu-Ernande, Claude Miaud, coordinateurs

Préface de Angèle Préville et Philippe Bolo

Éditions Quæ

Sur la même thématique, aux éditions Quæ

L'odyssée des déchets. Du big bang à nos jours
Duquennoi C.
Quae en poche, 2024, 94 p.

Gouverner un monde toxique
Boudia S., Jas N.
Sciences en question, 2019, 124 p.

Déchets : changez-vous les idées !
Bellin I., avec Duquennoi C., préface de Deixonne P.
Hors collection, 2018, 184 p.

Les rivières urbaines et leur pollution
Lestel L., Carré C., coord.
Indisciplines, 2017, 296 p.

Une mer propre, mission impossible ?
Galgani F., Poitou I., Colasse L.
Clés pour comprendre, 2013, 176 p.

Pour citer cet ouvrage :

Cousin X., Darmon G., Dignac M.-F., Lartaud F., Le Roux G., Mathieu-Ernande G., Miaud C. (coord.), 2025. *Pollution plastique, la biodiversité menacée*, Versailles, éditions Quæ, 188 p., https://doi.org/10.35690/978-2-7592-4084-5

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication.

Le processus éditorial s'appuie également sur un logiciel de détection des similitudes et des textes potentiellement générés par IA.

La diffusion en accès ouvert de cet ouvrage, porté par le Défi Clé BiodivOc, a été soutenue par la Région Occitanie et l'université de Montpellier.

Les versions numériques de cet ouvrage sont diffusées sous licence CC-by-NC-ND 4.0.

© éditions Quæ, 2025

Éditions Quæ
RD 10, 78026 Versailles Cedex
www.quae.com – www.quae-open.com

ISBN papier : 978-2-7592-4083-8
ISBN PDF : 978-2-7592-4084-5
ISBN epub : 978-2-7592-4085-2

Sommaire

Remerciements 7
Philippe Jarne

Préface 9
Angèle Préville et Philippe Bolo

Introduction 13
Fabienne Lagarde et Pascale Fabre

Le plastique : un matériau révolutionnaire 13

Les plastiques au confluent de la triple crise planétaire du climat, de la pollution et de la biodiversité 14

De la présence du plastique à ses impacts 16

Partie 1
Un monde sous plastique

Introduction 20
Jean-François Ghiglione

Chapitre 1. Que sont les plastiques et leurs débris ? 24
Roxane Danquigny, Cloé Veclin, Javier Jimenez-Lamana, Bruno Grassl et Stéphanie Reynaud

Les matériaux plastiques : historique, production et usages 24

Quand les plastiques deviennent des déchets 26

Les déchets : des macroplastiques aux nanoplastiques 28

Chapitre 2. Le monitoring de l'environnement : comment quantifier, caractériser et suivre les pollutions plastiques ? 32
Marie-France Dignac, Wolfgang Ludwig, Philippe Kerhervé, Bruno Charrière, Gaël Le Roux, Gaëlle Darmon, Franck Lartaud et Jean-Christophe Auguet

Microplastiques dans les sols : sources, teneurs et devenir 32

Les plastiques dans les fleuves : comment les suivre et quantifier leur apport en mer ? 36

Bilan de masse et zone critique de montagne : quantification dans un bassin versant expérimental 42

À la recherche de sentinelles de la pollution plastique dans l'environnement 44

Conclusion 53

Références 54

Partie 2
Les conséquences sur les organismes

Introduction 60

Chapitre 1. Impacts sur les organismes continentaux 63
Camille Larue, Franck Gilbert, Gaëlle Darmon et Claude Miaud

Interactions entre particules plastiques et plantes terrestres 63
Impacts sur les organismes ingénieurs terrestres et aquatiques 67
Impacts sur la faune terrestre et des cours d'eau 70

Chapitre 2. Impacts sur les organismes marins 78
Karen D. McCoy, Marion Vittecoq, Xavier Cousin, Gaëlle Darmon, Claude Miaud, Jean-Christophe Auguet et Franck Lartaud

Les oiseaux marins, espèces modèles pour la pollution plastique 78
Impacts sur les poissons 83
Ingestion des plastiques chez les tortues marines 87
Impacts sur les organismes ingénieurs marins 92
Les phénomènes d'enchevêtrement, un impact direct sur les organismes marins 96

Conclusion 102

Références 104

Partie 3
Les conséquences sur les écosystèmes

Introduction 112

Chapitre 1. Impacts sur les fonctions du sol 113
Marie-France Dignac

Impacts sur la biodiversité des sols 114
Impacts sur la production végétale 115
Perturbation des cycles biogéochimiques qui impactent les cycles des éléments nutritifs pour les plantes 116
Impacts sur les autres fonctions du sol : teneur en eau, densité, porosité 116
Encore peu connu, l'impact des substances chimiques des plastiques 116

Chapitre 2. Impacts sur les écosystèmes côtiers et les réseaux trophiques marins 118
Ika Paul-Pont, Kevin Tallec et Arnaud Huvet

Les écosystèmes côtiers : voie d'entrée des déchets plastiques en mer 119
Impacts sur le phytoplancton, premier maillon de la chaîne trophique 119
Transfert trophique 120
Impacts sur les espèces ingénieures côtières 121
Contamination des produits de la mer et sécurité des aliments 121

Chapitre 3. Impacts sur les fonds marins 123
François Galgani

Une distribution hétérogène 123
Les engins de pêche 125
Des impacts significatifs sur les écosystèmes 126
Quelles perspectives ? 127

Chapitre 4. Plastiques, vecteurs de micro-organismes nuisibles et de polluants 129
Ika Paul-Pont, Gaëtan Burgaud, Jean-François Briand, Arnaud Huvet et Mélanie Ourgaud
Plastiques : véritables radeaux flottants et nouvelle niche écologique 129
Plastiques : source et vecteur d'un cocktail de contaminants 134
Conclusion 141
Références 143

Partie 4
La transition plastique : quelles obligations, quelles alternatives et quelles solutions pour quels impacts sur la biodiversité ?

Introduction 148
Chapitre 1. Volet réglementaire 150
Loïc Peyen et François Galgani
Réglementation existante et obligations 150
Quelle réglementation pour demain ? 155
Chapitre 2. Vers une gestion circulaire des déchets plastiques pour protéger la biodiversité 158
Emmanuelle Gastaldi
La fin de vie des emballages plastiques 158
Gestion des déchets plastiques et économie circulaire 159
Chapitre 3. Plastiques biodégradables : une solution à la pollution plastique ? 166
Jean-François Ghiglione
Quelle est la définition d'un plastique biodégradable ? 166
Ces plastiques sont-ils biodégradables dans tous les environnements ? 166
Des plastiques biodégradables pour quels usages ? 167
L'utilisation des plastiques biodégradables peut-elle présenter des dangers ? 167
Comment mesure-t-on la biodégradabilité des plastiques ? 168
Quelles sont les limites des tests standards de biodégradabilité ? 168
Conclusion 171
Références 172

Conclusion générale 175
Endiguer la pollution plastique, un nouveau paradigme pour la recherche 175
Une prise de conscience généralisée, mais une réponse en dessous des enjeux 176
Références 181

Liste des coordinateurs, des auteurs et des contributeurs 182
Coordination de l'ouvrage 182
Auteurs / contributeurs 182
Crédits iconographiques 185

Remerciements

Le projet BiodivOc est né d'une initiative de la Région Occitanie pour soutenir la recherche sur la biodiversité, sur son fonctionnement et sur sa dynamique. À l'échelle de la région, mais aussi bien plus largement, tant il serait vain de tenter de comprendre la biodiversité dans un espace restreint. Tout comme il serait vain de ne pas mener ces recherches dans le contexte actuel d'effondrement de la biodiversité. Les sources de cet effondrement sont bien connues et bien caractérisées scientifiquement : grands changements climatiques, appropriation des terres par l'urbanisation et l'agriculture, invasions d'espèces… et bien entendu pollutions de toutes sortes.

Quand on parle de « pollutions », comment ne pas considérer la pollution plastique… ubiquiste et massive, comme le rappellent Angèle Préville et Philippe Bolo dans la préface de cet ouvrage. Pourtant, les connaissances de son impact sur la biodiversité, sur les espèces et sur les écosystèmes restent limitées, et trop ignorées. C'est ce qui a conduit le Défi Clé BiodivOc à organiser le colloque « Biodiversité et pollutions plastiques : des impacts aux solutions », à Banyuls-sur-Mer en janvier 2023. Pour faire un bilan des connaissances, pour explorer des pistes pour s'en sortir, rassemblant un parterre de scientifiques, décideurs, entreprises, associations et citoyens. C'est de ce colloque qu'est né cet ouvrage, sous forme d'une aventure collective (valeur à défendre de nos jours !).

Les premiers remerciements vont donc à la Région Occitanie de nous avoir laissé toute liberté de choix et d'actions, à l'université de Montpellier pour un soutien sans faille sans lequel cet ouvrage n'aurait certainement pas vu le jour, et à l'Observatoire océanologique de Banyuls (université Paris Sorbonne) d'avoir accueilli ce colloque.

Ils vont aussi aux 30 autrices et auteurs qui ont contribué à cet ouvrage et qui, en s'appuyant sur des exemples concrets issus des résultats d'études scientifiques récentes, donnent des clés au lecteur pour comprendre les grands enjeux et les risques de la pollution par les plastiques.

Un grand merci également aux membres du comité de coordination, X. Cousin, G. Darmon, M.-F. Dignac, F. Lartaud, G. Mathieu-Ernande, G. Le Roux et C. Miaud, pour leur investissement, qui a permis, sous la houlette tenace et exigeante de G. Mathieu-Ernande, de (presque) tenir le calendrier et de veiller à la cohérence et à la qualité de cet ouvrage.

Je tiens à remercier tout particulièrement Angèle Préville et Philippe Bolo de nous avoir fait le plaisir d'en rédiger la préface, mais aussi de leurs engagements de longue date aux côtés de la communauté scientifique pour alerter les pouvoirs publics sur la gravité de la pollution plastique.

Merci enfin à toute l'équipe des éditions Quæ qui nous a fait confiance et nous a accompagnés tout au long de l'élaboration de cet ouvrage.

Philippe Jarne
Directeur scientifique du Défi Clé BiodivOc,
Directeur de recherche CNRS,
Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive (CEFE), Montpellier.

Préface

Quel monde voulons-nous pour demain ? Quel monde souhaitons-nous laisser aux générations futures ?

Cet ouvrage apporte des réponses à ces questionnements essentiels. Étayé par l'important travail de scientifiques, spécialistes de la pollution plastique et de ses impacts, il représente un formidable travail de vulgarisation indispensable à l'engagement fort des citoyens et des politiques.

Dans le cadre de notre rapport « Pollution plastique, une bombe à retardement ? » remis à l'OPECST[1] (Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques) en 2020, nous avions auditionné un grand nombre de scientifiques travaillant sur le sujet. Ils avaient dressé un bilan alarmant !

Depuis, leurs travaux, leurs expérimentations et leurs observations se sont poursuivis, nous apportant des connaissances supplémentaires et une compréhension toujours plus fine de la pollution et de ses effets. Le partage de ces connaissances est indispensable pour transmettre à tout un chacun la compréhension de cette pollution insidieuse et généralisée. C'est un prérequis nécessaire pour envisager les actions individuelles et collectives à engager. Dans cette perspective, nous saluons l'initiative généreuse et responsable des auteurs de partager leurs connaissances scientifiques.

Les « révélations » contenues dans cet ouvrage sont de nature à réveiller les consciences, à faire bouger les lignes, à susciter des réactions et des actions pour bousculer nos certitudes et nos habitudes. Si notre rapport pour l'OPECST fit date, cet ouvrage le fera aussi. Il apporte des preuves irréfutables de l'urgence à traiter le sujet. Notre responsabilité collective est bien de faire en sorte que l'état de la planète ne soit pas pire qu'avant notre passage sur Terre.

Nos différents travaux pour l'OPECST (rapport de 2020 précédemment cité, synthèse de l'audition publique de 2023 sur les enjeux scientifiques du traité international visant à mettre un terme à la pollution plastique[2], note de 2023 sur le recyclage des plastiques[3] et synthèse de l'édition publique de 2024 sur les impacts des plastiques sur la santé humaine[4]) nous ont permis de mesurer, parfois avec effroi, les effets considérables de cette pollution sur le long terme. Elle est déjà si importante, bien au-delà du raisonnable, disséminée, éparpillée en tous points de la Terre et dans les organismes qui y vivent, sous toutes les formes, à toutes les échelles et parfois en fragments si petits, micro- et nanoplastiques, qu'ils en deviennent invisibles.

1. https://www2.assemblee-nationale.fr/content/download/320346/3119124/version/2/file/2020_0063_rapport_pollution_plastique-compress%C3%A9.pdf
2. https://www.senat.fr/rap/r22-641/r22-6411.pdf
3. https://www.philippe-bolo.fr/wp-content/uploads/2024/01/opecst_note_recyclage_plastiques_vf2.pdf
4. https://www.senat.fr/rap/r24-141/r24-141-syn.pdf

Nous avons la responsabilité d'endiguer ce flux massif et ininterrompu et de stopper une accumulation qui est malheureusement déjà en cours depuis trop longtemps.

Malgré les alertes, la production du plastique suit toujours une croissance exponentielle. Contrairement à ce que l'on pourrait imaginer au vu des images « choc » de l'enchevêtrement de phoques dans des filets de pêche en plastique perdus en mer ou des tortues blessées par des pailles coincées dans leurs narines, la consommation de plastique n'a pas diminué. Les filets « fantômes », qui n'ont de fantôme que leur nom, provoquent la mort d'animaux marins. Ce n'est pas un épiphénomène mais une réalité cruelle et sidérante, terriblement préjudiciable et une des causes du déclin de la biodiversité.

Comme parlementaires, nous nous sommes emparés de la loi « Économie circulaire et lutte contre le gaspillage » pour y inscrire plusieurs dispositifs dans l'objectif de limiter les effets négatifs de l'utilisation irrationnelle des plastiques. Parmi les mesures fortes de cette loi, citons en particulier la mise en place d'une REP (responsabilité élargie des producteurs) sur les engins de pêche, l'obligation de limiter les fuites de granulés de plastique vierge dans les installations de production, de transport et de stockage, l'interdiction des emballages plastique pour les fruits et légumes, etc.

Toutes ces intentions législatives vertueuses ont fait l'objet d'actions de contournement par un lobbyisme actif, peu scrupuleux et indifférent à l'urgence de préserver la planète, sa biodiversité et la santé de chacune et chacun d'entre nous. Ces actions ont retardé l'application de la loi.

À bien des égards, certains plastiques ne sont plus fantastiques, mais horrifiques. Égarés dans la nature, ils ne se décomposent pas, mais se fragmentent. Ils se chargent des polluants organiques qu'ils croisent. Ils sont colonisés par nombre de micro-organismes possiblement invasifs et pathogènes. Enfin, ils relarguent tout au long de leur très long cycle de vie les additifs, plastifiants et autres substances chimiques qu'ils contiennent. Certaines de ces molécules sont des perturbateurs endocriniens qui s'accumulent continûment dans tous les compartiments de notre environnement, dans l'eau, dans les sols et dans nos organismes. De faibles doses mettent notre santé et nos écosystèmes en danger.

Cet ouvrage documente, preuves scientifiques à l'appui, chacun de ces phénomènes et leurs conséquences. Il contribue à faire découvrir que la pollution par des macro-déchets en surface des océans n'est que la partie visible de l'iceberg de la pollution plastique. C'est sous la surface visible, jusqu'aux fonds marins, que le problème est bien plus important. Savoir que notre si belle mer Méditerranée, cette Grande Bleue, cette *mare nostrum* si chère à nos cœurs, est l'un des espaces marins les plus pollués au monde doit nous interpeller et nous faire réagir avec force et urgence.

Notre société d'hyperconsommation a rendu le plastique hyperprésent dans notre quotidien et a créé des habitudes, des solutions de facilité et des commodités associées au tout jetable et au tout emballé. Le problème de la pollution plastique est bien plus complexe que l'abandon d'emballages ou d'autres objets dans l'environnement. La pollution plastique touche à nos habitudes de vie, à l'organisation même de notre société et de notre modèle de consommation. Tout s'accélère encore comme le montre le récent et emblématique phénomène de l'ultra *fast-fashion* : cette consommation frénétique et massive de vêtements en fibres synthétiques achetés par Internet à très bas prix.

Il faut le crier haut et fort, le polyester, le tissu polaire, c'est du plastique ! Il se dit que la quantité de vêtements déjà confectionnés, déjà disponible dans le monde permettrait de vêtir 12 milliards d'êtres humains, et cela, pendant quatre générations ! Avec la production galopante de textiles en fibres synthétiques, les risques pour la santé et les effets délétères pour les écosystèmes résident dans la dissémination de microfibres en plastique dans l'air et dans l'eau, lors du lavage en machine et de l'utilisation de nos vêtements.

Nous attendons beaucoup du prochain traité de l'Organisation des Nations unies sur la pollution plastique en cours de négociation. Nous avions assisté à la seconde session du comité intergouvernemental de négociations à Paris en mai 2023. Cet instrument juridiquement contraignant représente une formidable opportunité pour pousser les solutions qui doivent être prises à l'échelle planétaire.

Dans le cadre de cet espace de négociations, nous avons pu mesurer l'importance des lobbys et le trop grand nombre de pays hostiles à une diminution de la production, soit par intérêt économique ou stratégique, soit par méconnaissance des impacts de la pollution plastique.

Dans le cadre des débats de ce traité international, le sujet des additifs émerge et c'est une bonne chose, même s'il est le prétexte d'une demande de recherches scientifiques complémentaires qui, si elles sont effectivement nécessaires, restent pour certains, ne nous y trompons pas, l'opportunité de retarder encore les décisions contraignantes qui s'appliqueraient à eux.

Le chemin est donc encore long et les initiatives de toutes sortes doivent se multiplier pour inverser la tendance. C'est l'affaire de toutes et tous.

La force que nous apportent les scientifiques, c'est la puissance du savoir et de la connaissance qui font de nous des citoyens éclairés. Merci à toutes celles et ceux qui ont consacré leur temps et mobilisé leurs réflexions pour rendre compréhensible ce vaste sujet.

Les espérances sont fortes et l'optimisme doit nous porter.

Nous vous souhaitons une bonne lecture !

Angèle Préville[5] *et Philippe Bolo*[6]

5. **Angèle PRÉVILLE** est ancienne sénatrice du Lot, membre de la commission de l'aménagement du territoire et du développement durable, membre de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (2017-2023).
6. **Philippe BOLO** est député de Maine-et-Loire, commission des affaires économiques, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.

Introduction

Fabienne Lagarde et Pascale Fabre

⏩ Le plastique : un matériau révolutionnaire

Les plastiques sont entrés massivement dans nos vies à partir des années 1960 avec l'image de matériaux inertes, résistants et sûrs. Ce qu'on appelle « plastique » est composé majoritairement de polymères, qui sont de très longues chaînes constituées de petites molécules (ou monomères) mises bout à bout. Des additifs entrent également dans leur composition mais en plus faibles quantités, afin de leur conférer des propriétés spécifiques, comme la plasticité ou la tenue au vieillissement. Ces qualités exceptionnelles ont constitué une véritable révolution en chimie des matériaux, comme l'atteste le fait que, dans la seconde moitié du XX^{e} siècle, plusieurs prix Nobel ont été attribués aux chercheurs les ayant découverts ou étudiés. En raison de leurs prix très bas, les plastiques ont permis de démocratiser l'accès aux biens de consommation, aux technologies et ont amélioré les soins médicaux dans le monde entier. Ils ont tout simplement révolutionné nos vies. Pourtant, soixante ans plus tard, ils sont considérés comme un fléau mondial et sont devenus l'objet central de négociations internationales sous l'égide des Nations unies pour essayer d'enrayer leur prolifération.

Le sac plastique à lui seul illustre parfaitement ce changement de paradigme : le premier sac en polyéthylène est breveté en 1965 par la société suédoise Celloplast et occupe, 25 ans après, plus de 80 % du marché des sacs en Europe (figure I.1). Ces sacs, présentés comme nettement supérieurs aux sacs en papier ou aux sacs réutilisables, font alors leur entrée sur le marché américain au début des années 1980 et, face à un succès fulgurant, inaugurent l'ère du « tout jetable ». En à peine 20 ans, le monde est alors envahi de plastique, dont les fameux sacs jetables, et à la suite des premières alertes d'explorateurs et de scientifiques, certains États commencent à agir. Le Bangladesh est le premier pays au monde à interdire les sacs en plastique en 2002, après avoir découvert lors d'inondations catastrophiques qu'ils obstruaient les systèmes de drainage. D'autres pays leur emboîtent le pas mais sans inverser réellement la tendance. En 2011, on estime qu'un million de sacs en plastique sont consommés chaque minute dans le monde ! À ce jour, près de 100 pays ont partiellement ou totalement banni l'utilisation de sacs en plastique jetables et de nombreuses restrictions sur l'utilisation de plastiques à usage unique ont vu le jour. Pour autant, la production mondiale de matières plastiques continue ce qui semble être une inexorable progression avec près de 460 millions de tonnes produites en 2019.

Figure I.1. Du premier sac en polyéthylène jetable (brevet en 1965) aux paysages plastiques (2011).

⏩ Les plastiques au confluent de la triple crise planétaire du climat, de la pollution et de la biodiversité

Ainsi, en moins de soixante années d'existence, les plastiques sont devenus le troisième matériau le plus produit au monde après le ciment et l'acier, ce qui représente des volumes absolument considérables. Cette massification de la production et des usages place aujourd'hui les plastiques au confluent de la triple crise planétaire que nous vivons : celle du climat, de la pollution et de la perte de biodiversité (figure I.2).

Les conséquences de l'activité humaine sur l'environnement sont difficiles à prévoir et encore plus à chiffrer. Le concept de « limites planétaires » a récemment été proposé pour quantifier les perturbations du système terrestre provoquées par l'Homme, dans les processus écologiques, biogéochimiques et climatiques. C'est tout au long de leur vie, depuis l'extraction de la matière première, puis la production, la consommation, le traitement ou le rejet dans l'environnement, que les plastiques ont un impact environnemental et contribuent au dépassement des limites planétaires. À l'heure actuelle, six des neuf limites planétaires sont dépassées, le plastique contribue directement à l'une d'entre elles — l'introduction d'entités nouvelles dans la biosphère — et indirectement à cinq des autres limites déjà dépassées, dont les principales sont le changement climatique et la perte de biodiversité. Parmi les cinq produits chimiques les plus produits en Europe et responsables d'environ 50 % des impacts sur les limites planétaires, figurent deux matériaux plastiques : le polypropylène et le polyéthylène haute densité, en plus du styrène, un monomère toxique précurseur du polystyrène.

Pour ne citer que quelques-uns des principaux effets de la production de plastique sur l'environnement, notons les émissions de gaz à effet de serre lors de l'extraction de ressources fossiles pour la production et la synthèse des polymères qui sont très majoritairement issus de la pétrochimie. Ces émissions représentent actuellement 3 % des émissions totales de CO_2, les projections prévoient que cette proportion atteindra 15 % en 2040 (Karali *et al.*, 2024). Ainsi, la production de plastique contribue au changement climatique et à l'acidification de l'océan, qui devient de moins en moins efficace pour la séquestration du carbone, créant ainsi un cercle vicieux. De plus, il n'y a pas *un* plastique, mais *des* plastiques, plus de 16 000 molécules chimiques pouvant entrer

dans leur formulation comme composants ou comme additifs pour leur conférer des propriétés spécifiques : anti-feu, anti-oxydants, plastifiants… Certains de ces additifs produits en très grandes quantités sont toxiques et envahissent notre quotidien et notre environnement. De plus, par leur présence grandissante dans les sols, dans l'atmosphère et dans les milieux aquatiques, les plastiques et leurs additifs altèrent également les habitats et les écosystèmes, contribuant à la modification de la biodiversité.

Figure I.2. Les plastiques sont au centre des trois crises planétaires : changement climatique, perte de biodiversité et pollution. GES : gaz à effet de serre.

Mais, de toutes les étapes de sa « vie », c'est dans sa « fin d'usage » que le plastique se transforme effectivement en une pollution problématique, aujourd'hui clairement identifiée par le grand public. En effet, compte tenu des quantités produites et du fait que 40 % des plastiques sont destinés à des utilisations courtes, le volume de déchets plastiques générés est considérable et augmente au même rythme que la production. Dans son scénario de référence, l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) prévoit que le volume des déchets plastiques devrait encore augmenter considérablement dans les prochaines décennies, passant de 353 millions de tonnes (Mt) en 2019 à 1 014 Mt en 2060. Ces flux et la diversité des plastiques qui les composent rendent complexe la gestion de ces montagnes de déchets.

Le recyclage, présenté comme le maillon essentiel de cette gestion, en dépit des efforts et des coûts engendrés, ne s'avère pas à la hauteur des attentes. À l'heure actuelle, dans le monde, à peine 10 % des plastiques en fin d'usage sont réellement recyclés. Plus de 30 % sont encore destinés à des décharges souvent mal contrôlées et on estime que, chaque année, plusieurs dizaines de millions de tonnes de plastiques entrent dans l'environnement, quantités qui pourraient tripler d'ici 2040.

À l'image de leurs productions et phases d'usages, toutes les fins de vie des plastiques ont des répercussions sur l'environnement, mais les déchets mal gérés, qui y entrent directement et de manière incontrôlée, suscitent des inquiétudes particulières, notamment sur leurs possibles impacts sur la biodiversité.

On estime en effet que ce sont, chaque année, 8 à 12 millions de tonnes de plastiques qui, via les fleuves et les zones côtières, arrivent dans les océans et mers du monde. Si le continent plastique[7] est le plus tristement célèbre et constitue le premier dépotoir de plastique géant porté à la connaissance du public, on sait aujourd'hui que le plastique est présent dans tous les compartiments de l'environnement : fonds marins, rivières, sols, atmosphère et même dans les nuages. La présence de plastique en grande quantité dans les sols est moins visible et médiatisée, mais commence à être très documentée.

La durabilité des plastiques est en effet à la fois trop et pas assez grande : sous l'effet des rayons ultraviolets (UV) du soleil essentiellement, à l'instar de la chaise en plastique sur notre terrasse au bout de plusieurs années, il s'effrite et se transforme en particules plus petites, de quelques millimètres : les microplastiques. Ces particules très légères sont facilement transportées par le vent sur de grandes distances : on en a retrouvé jusque dans des régions éloignées de l'Arctique. Jusqu'à il y a peu, on pensait même utiliser les microplastiques comme un marqueur de l'Anthropocène, si cette ère avait été validée : la profondeur des couches sédimentaires dans lesquelles on les retrouve était censée nous donner le top départ de l'ère du « tout plastique ». Mais, ironie du sort : des chercheurs viennent de montrer que les particules les plus petites se faufilent dans les sédiments de plus en plus profondément, atteignant des zones correspondant à des périodes où le plastique n'avait même pas été inventé ! Ainsi, il envahit notre présent… et remodèle le passé.

Toutefois, l'histoire ne se termine pas avec les microplastiques : ces particules peuvent en effet continuer à se dégrader en objets 1 000 à 10 000 fois plus petits, les nanoplastiques. Comme toutes les autres nanoparticules, celles-ci sont probablement suffisamment petites pour passer les barrières des cellules et pénétrer jusqu'à l'intérieur des organes, causant potentiellement des dommages bien supérieurs et plus durables que les particules plus grosses.

⏩ De la présence du plastique à ses impacts

Il ne se passe pas un jour sans que l'on entende parler de la perte de biodiversité, mais que recouvre exactement ce terme ? Les scientifiques parlent de « biodiversité » à trois niveaux : la diversité génétique au sein d'une population ou d'espèces, la diversité des

7. Découvert en 1997 par l'océanographe américain Charles Moore, le « 7e continent » se situe entre Hawaï et la Californie et s'étend aujourd'hui sur plus d'1,6 million de kilomètres carrés, soit trois fois la taille de la France métropolitaine (Lebreton *et al.*, 2018).

espèces dans un lieu donné et la diversité des écosystèmes. Par exemple, la biodiversité marine inclut les récifs coralliens, les forêts de varech, les herbiers marins, etc. Dans la mesure où la biodiversité couvre une large variété d'espèces et d'écosystèmes, l'évaluation des conséquences de la pollution plastique sur la biodiversité est une tâche très complexe. De plus, de nombreux facteurs influent sur la biodiversité et il n'est pas aisé d'identifier ceux qui sont spécifiquement liés aux polymères et à leurs additifs. Pour pallier cette difficulté, les scientifiques reproduisent souvent les conditions environnementales du mieux possible — mais en les simplifiant — dans leur laboratoire. Une autre difficulté est liée à la complexité de la formulation des plastiques, en général tenue secrète, et qui va de la dizaine à la centaine de composants : dès lors, comment isoler « le » responsable d'un effet, d'autant plus que chaque plastique est différent et que dans les endroits où ils s'accumulent, on trouve généralement différents types de plastiques. Ainsi, il est complexe de prouver qu'un polluant donné a un impact dans un environnement aussi multifactoriel, et de convaincre le public, l'entreprise ou le monde politique de cette causalité.

Malgré toute cette complexité, on considère à présent trois grandes classes de phénomènes qui ont un impact sur la biodiversité : l'enchevêtrement, l'ingestion et l'effet « radeau ».

Aujourd'hui, le constat est simple : où que l'on cherche du plastique, on en trouve. Des plastiques ont ainsi été identifiés par la communauté scientifique dans des environnements très variés et dans de très nombreux organismes à différents niveaux de la chaîne trophique[8]. Les océans étant un réceptacle final pour de nombreux polluants dont les plastiques, une des premières victimes de la pollution plastique est la biodiversité marine. Plus d'1,5 million d'animaux marins meurent chaque année à cause de la pollution plastique, dont 100 000 mammifères marins pris ou enchevêtrés dans des déchets plastiques. L'accumulation des macroplastiques (tels que les engins de pêche ou les plastiques à usage unique) dans l'environnement peut aussi recouvrir et détériorer des écosystèmes importants, altérant durablement des patrimoines ou paysages mais pouvant également conduire à la destruction de certains habitats naturels comme les récifs coralliens et les mangroves.

Ces déchets, en fonction de leurs tailles, peuvent aussi être ingérés. Une étude récente (Darmon *et al.*, 2022) a par exemple montré la présence de plastique dans les appareils digestifs de près de 70 % des tortues retrouvées mortes dans le pourtour méditerranéen, sans que l'on puisse cependant affirmer que leur mort est uniquement liée à la présence de ces déchets. Chez l'espèce d'oiseau *Ardenna carneipes* de l'île de Lord Howe, en Australie, le lien entre l'ingestion de plastique et une nouvelle maladie, ironiquement nommée *plasticose* et consistant en une fibrose de l'appareil digestif, a été récemment mis en évidence (Charlton-Howard *et al.*, 2023).

Aux tailles micro- et nanométriques, les particules de plastique affectent également les organismes plus petits qui les ingèrent, jusqu'aux bases fondamentales des chaînes alimentaires comme le plancton. En traversant leur système digestif, ces particules ont des effets délétères sur les organismes en altérant certaines fonctions biologiques,

8. On parle aussi de réseau trophique, qui décrit l'ensemble des interactions alimentaires entre les êtres vivants d'un écosystème. Au sein d'un réseau trophique, on trouve différents niveaux qui définissent les relations prédateurs-proies, par exemple.

comme les activités de filtration et les processus digestifs avec des répercussions sur le métabolisme énergétique de l'animal et sur les grandes fonctions physiologiques, telles que la croissance ou la reproduction. Par ailleurs, certains additifs chimiques des plastiques ont été identifiés comme ayant également des effets négatifs sur la reproduction et le développement, chez les mammifères, les oiseaux, les poissons, les invertébrés, les insectes et, en bout de chaîne, les humains.

À plus grande échelle, la grande variété de micro-organismes, nommée « plastisphère » (voir partie 3, chapitre 4 , p. 129-146), qui colonise les débris plastiques dans l'environnement pourrait conduire à des modifications importantes des écosystèmes. Par exemple, cinq ans après le tsunami qui a eu lieu au Japon en 2011 sur la côte pacifique du Tōhoku, des centaines d'espèces de bactéries et de micro-organismes nouveaux, qui avaient voyagé sur des débris de plastique (effet radeau) depuis les côtes japonaises, ont été retrouvées sur les côtes américaines. Ces espèces exotiques peuvent devenir envahissantes et ainsi perturber l'équilibre des écosystèmes locaux en rivalisant avec les espèces natives.

Même les sols et leur biodiversité ne sont pas épargnés. On sait aujourd'hui que les sols sont aussi le réceptacle de très grandes quantités de déchets plastiques via des contaminations directes (dépôts sauvages, bâches agricoles…), mais aussi de façon plus indirecte via l'épandage de boues issues du traitement des eaux usées contenant elles-mêmes des microplastiques. La présence de ces particules peut entraîner des changements dans les propriétés des sols et ainsi modifier non seulement les communautés bactériennes qui s'y trouvent, mais aussi toute la biodiversité des sols, ce qui constitue aujourd'hui une préoccupation majeure pour le secteur agricole.

Cet ouvrage vise à explorer les différentes facettes d'un problème devenu global et complexe. À travers quelques exemples d'analyses approfondies et de cas d'étude récents, nous examinerons les multiples effets des pollutions plastiques sur différents écosystèmes terrestres et aquatiques, ainsi que sur les espèces qui en dépendent pour leur survie.

Au fil de la lecture, vous comprendrez mieux les défis posés par la massification du plastique dans nos vies, ainsi que l'urgence de mettre en place des solutions innovantes et de meilleures pratiques pour limiter leur utilisation et leurs impacts sur la biodiversité et l'environnement. Enfin, nous nous interrogerons sur les actions individuelles et collectives nécessaires pour faire face à cette crise environnementale et préserver la richesse et la diversité de la vie sur Terre, indispensables à la survie humaine à long terme.

Partie 1

Un monde sous plastique

Introduction

Jean-François Ghiglione

En 2020, une étude publiée dans la revue *Science* a montré que **la masse de plastique produite depuis la création de ce matériau dans les années 1950 (8 milliards de tonnes) est deux fois plus importante que la biomasse des animaux vivant sur Terre** (Elhacham *et al.*, 2020). Quatre ans après cette étude, le poids des plastiques a déjà dépassé 10 milliards de tonnes et il dépassera 20 milliards de tonnes en 2040 (5 fois plus que la biomasse globale des animaux) si aucune action significative n'est entreprise (Baztan *et al.*, 2024). On estime que 30 % des matières plastiques produites depuis 1950 sont encore actuellement utilisés, 7 % ont été recyclés, 10 % incinérés et environ 50 % sont maintenant dispersés dans l'environnement (Geyer *et al.*, 2017).

« *La connaissance scientifique est un socle indispensable pour évaluer les risques associés au cycle de vie du plastique* [n.d.a. de l'exploitation des ressources à leur fin de vie], *et envisager des solutions adéquates à cette pollution majeure* », comme l'a souligné Luis Vayas Valdivieso (président du Comité intergouvernemental de négociations, CIN[9]) en introduction des négociations internationales pour un traité mondial de lutte contre la pollution plastique à Ottawa (CIN-4, Comité intergouvernemental de négociation-4, avril 2024).

L'impact des plastiques est multiple, **contribuant à la triple crise planétaire du changement climatique, de la pollution et de la perte de biodiversité** :

– **Changement climatique :** la plupart des émissions de gaz à effet de serre (essentiellement sous forme de CO_2) liées aux plastiques résultent de l'énergie utilisée à différentes étapes de son cycle de vie, notamment lors de l'extraction des combustibles fossiles, lors de la production de monomères, de résines et d'additifs (15 % de la production de pétrole est destinée à la production des plastiques) ; Agence internationale de l'énergie (IEA, 2018), lors de la transformation des plastiques et lors de leur « gestion » en fin de vie (incinération, recyclage, enfouissement et fuite dans l'environnement). **La majeure partie des émissions de gaz à effet de serre se produit lors de la production de plastique** (85 %). Les autres phases émettrices mais à un degré moindre sont les premières étapes de l'approvisionnement en matières premières (9 %) et la gestion des déchets (6 %, essentiellement lors de l'incinération) (Cabernard *et al.*, 2022). En tenant compte des pertes économiques associées au changement climatique, à la dégradation de l'environnement et aux effets sur les organismes et la santé humaine, le coût global des émissions de CO_2 provenant de la production de plastiques a été estimé à 341 milliards de dollars par an (Landrigan *et al.*, 2023).

9. Le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) est une organisation dépendante de l'Organisation des Nations unies, créée en 1972, qui vise à coordonner les activités des Nations unies dans le domaine de l'environnement, à renforcer la gouvernance et le droit de l'environnement, à sauvegarder les écosystèmes et à fournir des données factuelles pour éclairer les décisions politiques.

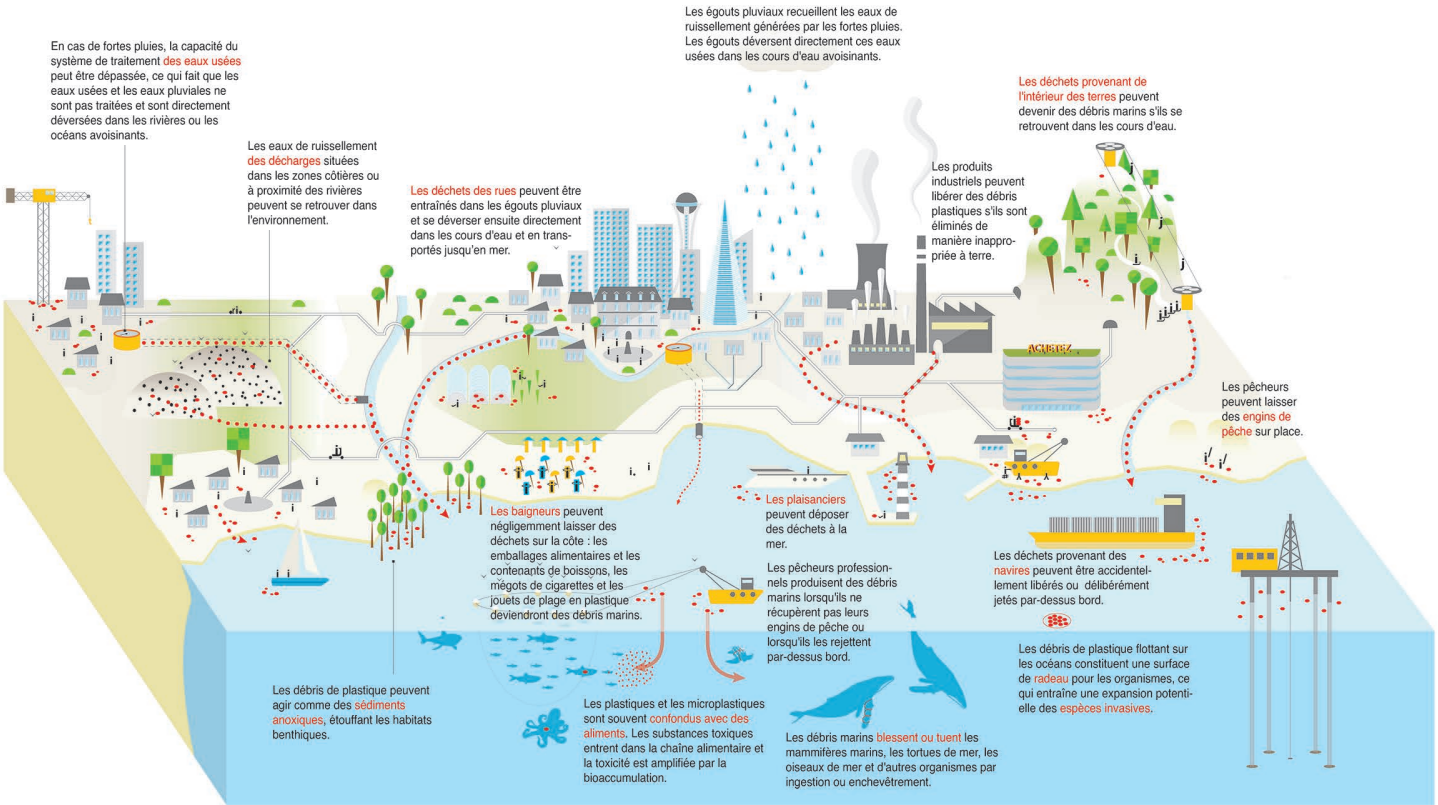

Figure 1.1. Les origines du plastique et leurs voies de dispersion dans l'environnement. Toutes les fuites de débris plastiques dans l'environnement et, en fin de compte, dans l'océan, résultent d'activités humaines. Trois sources de rejets principales sont à l'origine de ces fuites : les résidus générés par tout type d'activité humaine, conduisant à leur rejet dans l'environnement; la mauvaise gestion et le dépôt sauvage des déchets, qu'ils soient industriels, commerciaux ou domestiques; les rejets non intentionnels, qui proviennent des procédures régulières et non contrôlées liées aux processus d'extraction, de fabrication, de distribution et d'usage des plastiques. À ces circulations s'ajoute le transport atmosphérique des particules (voir chapitre 2 et figure 1.2.4.).

– **Pollution des écosystèmes :** les plastiques contribuent à la pollution de tous les écosystèmes de la planète, des plus hauts sommets du monde au plus profond des océans, mais ils sont également présents dans notre nourriture ou dans l'air que nous respirons (Stubbins *et al.*, 2021). La grande diversité des produits chimiques présents dans les plastiques commercialisés (plus de 16 000) pose un problème évident, puisque plus de 3 000 d'entre eux ont montré des effets toxiques pour certains organismes (Wagner *et al.*, 2024). **La pollution est présente tout au long du cycle de vie des plastiques :** lors de l'extraction des matières fossiles (émission de gaz à effet de serre, rejets d'eau de fracturation, de produits pétroliers et autres produits chimiques), de la production des plastiques (libération de produits chimiques, de micro- et nanoplastiques, et d'additifs), dans le transport (fuite de granulés ou de produits finis), dans leur utilisation (rejet volontaire ou involontaire) et dans la gestion des déchets (y compris le recyclage). En outre, les plastiques vieillissent constamment, contribuant à la libération de particules ou molécules plus petites (microplastiques, nanoplastiques, oligomères, monomères, ainsi que les additifs et leurs produits de dégradation) tout au long de leur cycle de vie (Arp *et al.*, 2021).

– **Effets sur la biodiversité :** les effets de la pollution plastique sur la biodiversité sont visibles à tous les échelons de la chaîne alimentaire (Homme compris). Les décharges et les dépôts sauvages, ainsi que la dispersion des plastiques lors de leur transformation en microplastiques et nanoplastiques, contribuent à l'**altération de tous les habitats sur Terre (sol, air, eau)**. Par exemple, les filets de pêche abandonnés ou les débris d'emballage ou de plastiques à usage unique peuvent avoir un impact sur les espèces, en particulier pour les espèces clés et/ou les espèces menacées, par ingestion ou enchevêtrement (Manullang, 2020). Des effets ont été observés jusqu'à la mortalité des espèces analysées, mais également sur la régulation de leur croissance, sur la reproduction, sur la pression artérielle, sur la glycémie et sur l'homéostasie en lien avec la présence de nombreux produits chimiques dans les plastiques (Leistenschneider *et al.*, 2023). La pollution plastique constitue également une menace pour la santé humaine en raison des multiples voies d'exposition (par exemple, les aliments contaminés ou l'inhalation de particules) et des impacts cumulés (Landrigan *et al.*, 2023).

La pollution plastique résulte d'un processus dynamique pouvant être schématisé en trois grandes étapes successives :
– les pertes et fuites de plastiques dans l'environnement tout au long de leur cycle de vie ;
– leur dispersion dans l'environnement, via notamment les réseaux d'eaux usées ou pluviales, l'air et le vent, les retombées atmosphériques (pluie, neige), les cours d'eau et les courants marins ;
– l'accumulation des plastiques dans les différents compartiments que sont les eaux continentales, le sol, l'air et les océans.

Durant la dernière décennie, la communauté scientifique a déployé des efforts considérables pour faire un état des lieux de la pollution plastique dans l'environnement. Les recherches, qui ont commencé par l'état des lieux des déchets plastiques dans l'océan, se sont orientées plus récemment sur les eaux continentales, sur les sols et sur l'air, en tentant d'avoir une image la plus précise possible des quantités de plastiques dans le continuum air-terre-mer.

Cependant, la diversité des polymères et la multiplicité de formulations rendent difficiles la quantification et la caractérisation des plastiques dans l'environnement. À cette diversité s'ajoute la variabilité du cycle de vie du plastique dont la dégradation et la fragmentation dépendent des conditions du milieu et des facteurs environnementaux auxquels ils sont soumis (rayons ultraviolets, oxygène, eau, micro-organismes…).

De nombreux champs de recherche restent à approfondir pour comprendre le cycle de vie des plastiques, leur dispersion et leur persistance dans les différents compartiments de l'environnement. Ces connaissances sont essentielles pour mesurer l'ampleur des enjeux associés à cette pollution et évaluer les nombreux impacts sur les écosystèmes et les organismes.

Chapitre 1

Que sont les plastiques et leurs débris ?

Roxane Danquigny, Cloé Veclin, Javier Jimenez-Lamana, Bruno Grassl et Stéphanie Reynaud

Les matériaux plastiques : historique, production et usages

Les premiers plastiques inventés au milieu du XIX^e^ siècle étaient obtenus à partir de matières premières naturelles, comme la parkésine, un thermodurcissable créé à partir de la cellulose et présenté à l'exposition universelle de Londres en 1862, ou le celluloïd, un thermoplastique produit à grande échelle à partir de 1872. Il faut attendre le début du XX^e^ siècle et les avancées chimiques qui l'accompagnent pour permettre la production de plastiques synthétiques (figure 1.1.1). La bakélite apparaît en 1907, suivie par le polyvinyle de chlorure (PVC) inventé en 1912, mais dont l'essor a dû attendre la fin des années 1920 et la découverte des plastifiants. C'est pendant la Seconde Guerre mondiale que la production de plastique s'est intensifiée avec l'arrivée du polyéthylène (PE),

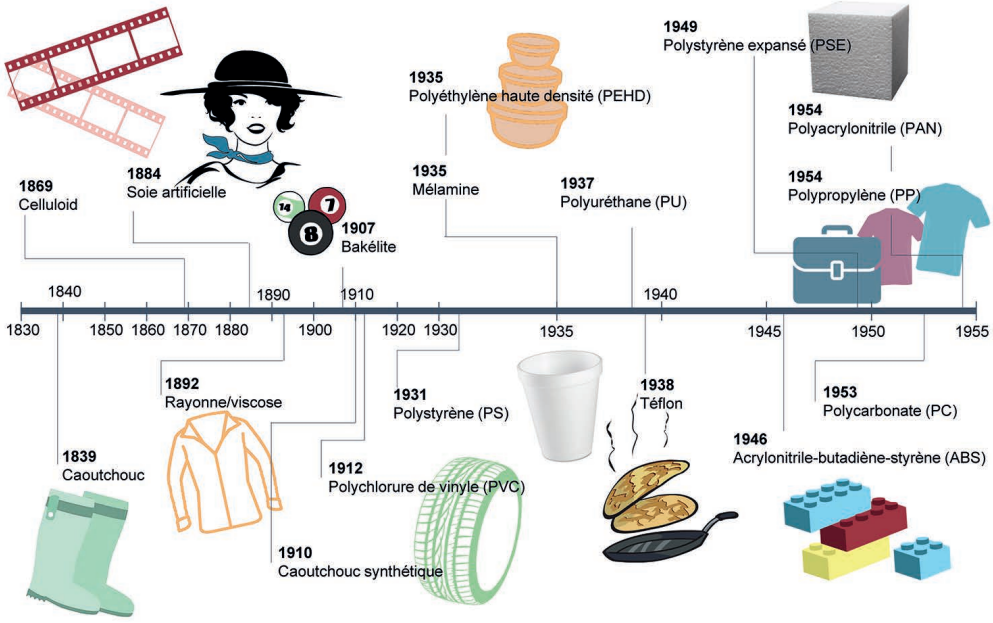

Figure 1.1.1. Chronologie du plastique.

du polystyrène (PS), du polyéthylène téréphtalate (PET). À partir des années 1950, les usages et la diversité des plastiques n'ont cessé d'augmenter et, entre 2000 et 2019, la production mondiale annuelle a doublé pour atteindre 460 millions de tonnes de plastiques.

Les plastiques sont formulés pour être résistants, inertes, durables, légers et malléables, tout en restant peu coûteux pour le producteur et le consommateur. Ils ont ainsi gagné tous les secteurs d'activité de notre société : de l'emballage à la construction, en passant par l'électronique (figure 1.1.2). La majorité des plastiques sont destinés aux emballages, un domaine qui représentait selon les données de 2021 plus de 40 % de la production mondiale, suivi par la construction (18 %) et le transport (8 %). Il est regrettable que les matériaux non issus de pièces transformées ne soient pas inclus, les textiles sont ici absents, alors qu'ils représentaient à eux seuls 10 % de la production plastique selon le rapport de 2019.

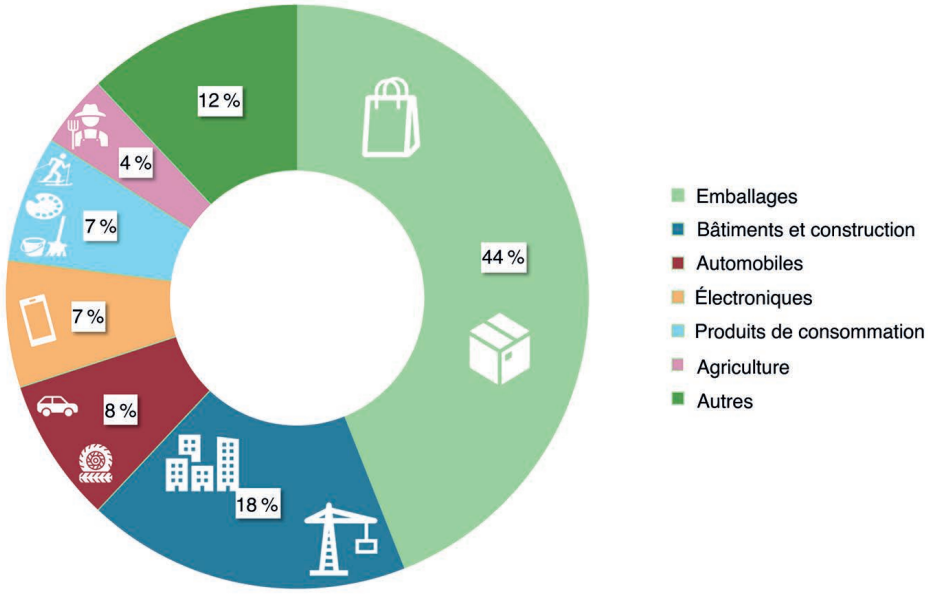

Figure 1.1.2. Répartition de l'utilisation des matériaux plastiques par domaine d'activité dans l'Union européenne (inclus Suisse et Norvège) en 2021. La catégorie « Autre » inclut les appareils électroménagers, l'ingénierie mécanique, l'ameublement, le médical, etc. (d'après les données de Plastics Europe, 2022).

Aujourd'hui, pour notre utilisation quotidienne dans les secteurs industriels et domestiques, six types de plastiques dominent le marché. Ils représentent environ 80 % de la demande en plastique en Europe : le polyéthylène basse densité (PE-LD, utilisé par exemple pour les sacs plastiques), le polyéthylène haute densité (PE-HD, pour les bouteilles de shampoing), le polypropylène (PP, pour les emballages alimentaires), le polyvinyle de chlorure (PVC, pour des cadres de fenêtre), le polystyrène (PS, pour certains pots de yaourt ou sous la forme expansée, PSE, pour des isolants de construction), le polyuréthane (PUR, pour les mousses en ameublement) et le polyéthylène téréphtalate (PET, pour les bouteilles d'eau minérale).

Les polymères sont la base des plastiques. Ce sont des chaînes macromoléculaires constituées d'unités monomères liées entre elles par des liaisons covalentes, par exemple : le polystyrène est formé à partir d'unités styrène. Pour la plupart, les plastiques sont communément appelés par le nom du polymère, ou d'un des polymères, qui les constituent, même s'ils ont des formulations chimiques très complexes. Derrière leur nom simplifié peut se cacher un mélange de polymères, par exemple : un polystyrène résistant aux chocs peut contenir jusqu'à 10 % de polybutadiène, tout en étant appelé polystyrène. La composition des plastiques ne s'arrête pas là, au(x) polymère(s) sont ajoutés des additifs, permettant d'améliorer les propriétés finales, telles que la stabilité (stabilisants thermiques, antioxydants, retardateurs de flamme, fongicides…), les propriétés mécaniques (plastifiants, fibres…), l'esthétique (pigments, colorants…), ou encore les propriétés de surface (antistatiques, antidérapants…). D'autres additifs sont utilisés pour réduire le prix de revient (charges inertes) ou faciliter les procédés de mise en œuvre (lubrifiants). À cette liste, s'ajoutent potentiellement des résidus de synthèse et des substances non intentionnellement ajoutées (produits de dégradation, impuretés…). Un récent rapport (Wagner *et al.*, 2024) a évalué à plus de 16 000 le nombre de produits chimiques présents dans les plastiques ; un quart d'entre eux sont utilisés bien qu'avérés toxiques, tandis qu'aucune donnée toxicologique n'est connue pour 67 % d'entre eux (10 726 substances).

⏩ Quand les plastiques deviennent des déchets

En tenant compte de la durée d'utilisation moyenne du plastique dans les différents domaines d'application, on estime que plus de deux tiers des déchets produits proviennent de plastiques ayant une durée moyenne d'utilisation de moins de 5 ans (Geyer *et al.*, 2017). En 2019, 353 millions de tonnes de déchets plastiques ont été produites, soit l'équivalent de plus des trois quarts de la quantité de plastiques produite la même année (figure 1.1.3). Un tel volume ne peut être géré efficacement par les méthodes de collecte, de recyclage, ni par les infrastructures de gestion de la fin de vie des plastiques. Ainsi, sur les 353 millions de tonnes de déchets plastiques, environ la moitié a terminé en décharge et seulement 9 % ont été recyclés. Le recyclage peut être réalisé en boucle fermée, c'est-à-dire que le produit recyclé est le même que celui d'origine, ou en boucle ouverte, c'est-à-dire que le produit recyclé est différent de celui d'origine (par exemple, le recyclage d'une bouteille PET en fibre polaire) ; on parle alors de « décyclage ». De plus, la très grande diversité des formulations chimiques des plastiques, dont les compositions exactes sont rarement divulguées par les industriels, complique le ré-usage, le tri et le recyclage des objets en plastique en fin de vie.

Il a aussi été estimé qu'environ 20 % des déchets plastiques est (re)jeté dans l'environnement. La fraction totale de plastiques émis dans l'environnement (décharge + rejets) représenterait un peu plus de 250 millions de tonnes de plastiques pour l'année 2019, et s'ajoute aux plus de 5 300 millions de tonnes cumulées entre 1950 et 2017 (Geyer, 2020). Une simulation, fondée sur un modèle économique constant, montre que cette quantité pourrait atteindre 12 000 millions de tonnes cumulées en 2050 (Jambeck *et al.*, 2015 ; Geyer *et al.*, 2017).

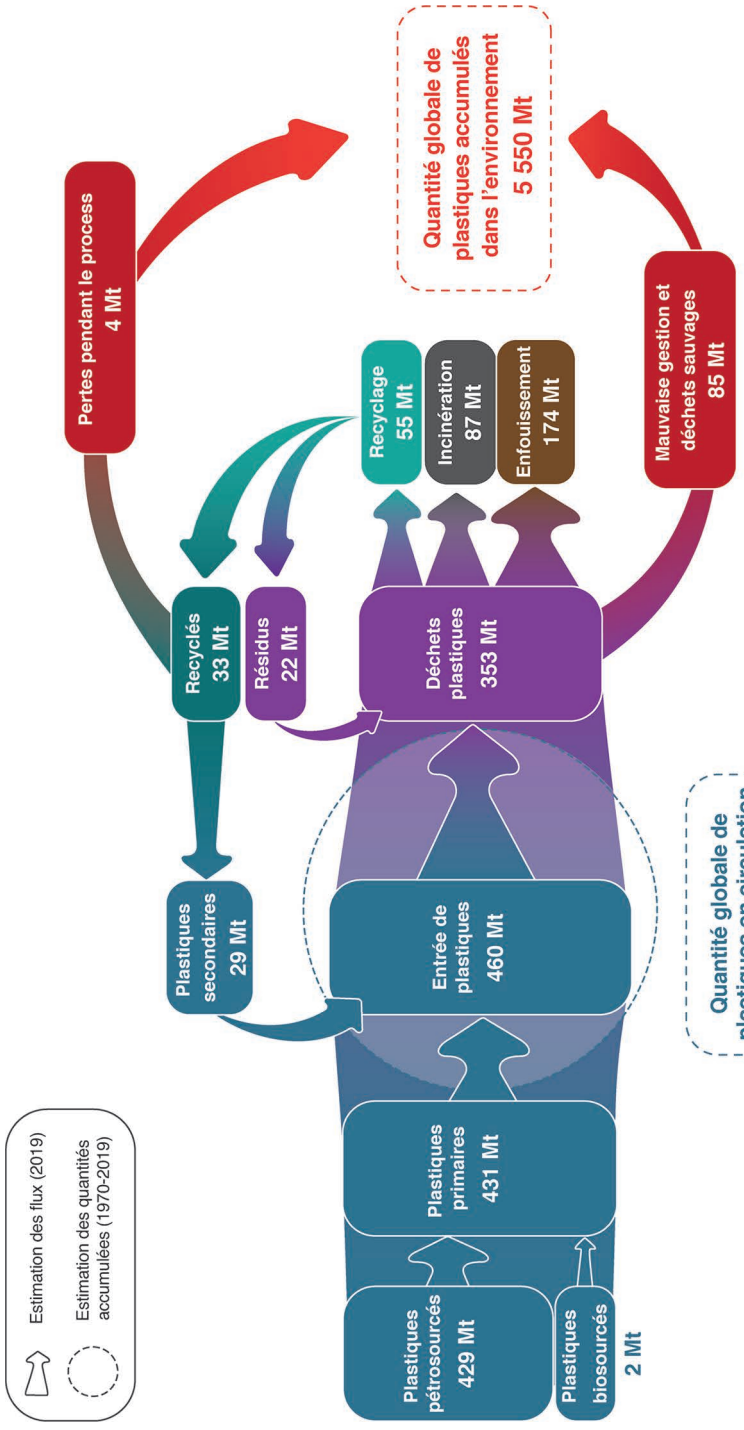

Figure 1.1.3. Production mondiale de plastiques et de déchets plastiques en 2019 et leur devenir. Mt : millions de tonnes.

⏩ Les déchets : des macroplastiques aux nanoplastiques

Les phénomènes de dégradation dans l'environnement

Au cours de leur vie, sous l'action de différents facteurs tels que les rayonnements du soleil, la température, les contraintes mécaniques ou les attaques biologiques, les plastiques subissent des phénomènes de dégradation.

Dans l'environnement, le principal facteur est la photodégradation, un phénomène chimique dû aux rayonnements UV et visibles du soleil. À l'échelle moléculaire, ces rayonnements, associés à l'oxygène, créent des modifications au sein des chaînes macromoléculaires qui constituent les polymères. Il peut s'agir de la formation de chaînes plus courtes (oligomères) et/ou de nouveaux groupements chimiques, marqueurs de l'oxydation du plastique, tels que des groupements carboxyles. À l'échelle macroscopique, des fissures et des fragmentations sont observées, en particulier sur les parties des débris plastiques exposées au soleil.

La fragmentation des déchets plastiques peut également être engendrée par des phénomènes de dégradation mécanique, via l'action des vagues, par exemple, ou de biodégradation par l'action de micro-organismes vivant à la surface des débris. Dans les deux cas, la dégradation est favorisée lors d'une action cumulée avec les rayonnements UV, grâce, par exemple, à la réduction de la taille des chaînes macromoléculaires, plus facilement assimilables par les micro-organismes (Gewert *et al.*, 2015).

Macro-, micro- et nanoplastiques : classification et définitions

Les phénomènes de dégradation, qu'ils soient chimiques ou physiques, rendent les matériaux fragiles menant à l'apparition de débris de plus en plus petits, comme illustré dans la figure 1.1.4. La situation n'est pas récente ; les premières publications reportant la présence de petits débris plastiques (< 5 mm) dans les océans datent du début des années 1970 (Carpenter, Smith, 1972 ; Wong *et al.*, 1974).

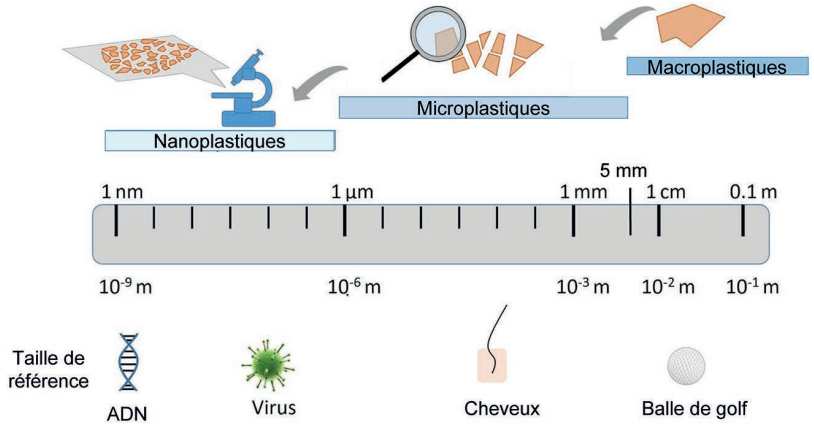

Figure 1.1.4. Classification des particules de plastique en fonction de leur taille (d'après les données de Hartmann *et al.*, 2019).

Les différents débris plastiques sont généralement définis en premier lieu par leur taille, mais les nomenclatures utilisées pour classifier les débris plastiques varient

parfois selon les auteurs et les articles, notamment pour définir le seuil de taille entre nanoplastiques et microplastiques. Une classification très généralement acceptée indique que les nanoplastiques ont une taille inférieure à 1 µm, les microplastiques ont une taille comprise entre 1 µm et 5 mm et les macroplastiques ont des tailles supérieures à 5 mm.

Enfin, plus spécifiquement, les microplastiques et les nanoplastiques sont qualifiés de « primaires » quand ils ont été fabriqués intentionnellement pour être utilisés dans certains produits (cosmétiques, peintures) et de « secondaires » lorsqu'ils sont issus de la dégradation de déchets plastiques plus gros.

Les microplastiques

Les microplastiques ont été observés tout autour du globe, jusqu'à des zones éloignées telles que l'océan Arctique, en eaux profondes ou encore dans la neige au sommet de montagnes. Cela met en évidence non seulement leur transport dans les milieux aquatiques, mais aussi un transport atmosphérique des débris, et donc une probable ubiquité.

Cependant, comprendre leur transport et estimer leur quantité dans les différents compartiments est encore un défi en raison des nombreux paramètres qui entrent en compte. Dans l'océan par exemple, la répartition des microplastiques dans la colonne d'eau est complexe et dépendante de nombreux facteurs, comme la flottaison qui peut elle-même être influencée par différents phénomènes comme la formation d'un biofilm à la surface de la particule. Différentes estimations ont cependant été faites pour les microplastiques. Le nombre de microplastiques flottant à la surface des océans a été estimé à plus de 170 trillions de particules, ce qui équivaut à plus de 2 millions de tonnes de microplastiques, mais ces calculs ne comptent que les débris de plastique pouvant être échantillonnés par des filets (généralement des filets Manta) à l'extrême surface (généralement 25 cm) et avec des seuils de coupure compris entre 53 et 505 µm (Eriksen *et al.*, 2023). Les concentrations doivent donc être mises au regard des méthodes qui ne prennent pas toujours en compte toute la gamme de tailles de cette catégorie de débris. Dans de nombreux milieux, les organismes vivants sont donc exposés aux microplastiques et ces derniers ont été détectés dans une grande variété d'espèces telles que des organismes benthiques, des poissons et des mammifères marins.

En plus de l'exposition par les milieux dans lesquels ils évoluent, les organismes sont aussi susceptibles d'être exposés aux débris plastiques via leur alimentation. Des phénomènes de transfert trophique ont en effet été observés à plusieurs reprises, entre, par exemple, du zooplancton et des saumons (Desforges *et al.*, 2015).

Les nanoplastiques

Bien que les études soient moins nombreuses que pour les microplastiques, principalement en raison de difficultés analytiques, les nanoplastiques ont été détectés dans l'environnement à plusieurs reprises (tableau 1.1.1). Comme pour les microplastiques, l'échantillonnage peut ne pas couvrir toute la gamme de tailles des nanoplastiques (1 nm-1 µm) et les valeurs de concentration doivent être considérées avec un esprit critique.

Tableau 1.1.1. Récapitulatif des concentrations en nanoplastiques mesurées en milieu aquatique.

Type d'échantillon	Pays	Type	Taille (nm)	Concentration moyenne (µg/l)	Référence
Eau de rivière	Royaume-Uni	PS	< 450	241,8	(Sullivan *et al.*, 2020)
Neige	Autriche	PET, PP, PE, PS	< 200	15,1(PET) ; 29,5(PP) ; 25(PE) ; 5(PS)	(Materić *et al.*, 2020)
Eau de rivière	Chine	PP, PE, PET, PS, PVC, PMMA	< 200	0,283-0,793 (0,117-0,389 PP ; 0,088-0,242 PE ; 0,011-0,079 PET ; 0,007-0,058 PS ; 0,006-0,057 PVC ; 0-0,046 PMMA)	(Xu *et al.*, 2022)
Glace	Danemark	PE, PET, PS, PVC, PP/PPC, Tire wear	< 200	13,2 (6,5 PE ; 2,7 PET ; 0,57 PP/PPC; 0,11 PS ; 0,11 PVC ; 3,2 Tire wear)	(Materić *et al.*, 2022b)
Eau douce	Suède	PVC, PE, PET	< 200	122 (PVC) ; 276 (PE) ; 61 (PET)	(Materić *et al.*, 2022c)
Eau douce	Russie	PVC, PS	< 200	109 (PVC) ; 15 (PS)	(Materić *et al.*, 2022c)
Eau de rivière	Thaïlande	PS, PVC, PET, PE, PP, PS, Others	< 20-450	336 (189-488)	(Wibuloutai *et al.*, 2023)
Eau de mer	Chine	PS, PMMA	< 1 000	7,35 (PS) ; 9,25 (PMMA)	(Zhou *et al.*, 2019)
Eau de mer	Pays-Bas	PS	< 200	4,2 (2,7-6,5)	(Materić *et al.*, 2022a)
Eau de mer	Antarctique	PE, PP, PET	<200	52,3 (19,8-38,0 PE ; 9,0–20,7 PP ; 8,3-8,9 PET)	(Materić *et al.*, 2022b)

PET : polyéthylène téréphtalate ; PP : polypropylène ; PE : polyéthylène ; PS : polystyrène ; PVC : polyvinyle de chlorure ; PMMA : polyméthacrylate de méthyle ; PPC : polycarbonate.

Des nanoplastiques ont été détectés dans l'environnement à plusieurs reprises (tableau 1.1.1) dans des échantillons naturels d'eau de mer, d'eau douce, ou encore dans la neige des Alpes (Materić *et al.*, 2020), du Groenland et d'Antarctique (Materić *et al.*, 2022b), des zones situées à très grande distance des sources potentielles de plastique. Comme pour les microplastiques, cela met en évidence leur ubiquité.

Si la quantification des nanoplastiques dans les milieux aquatiques est déjà délicate, elle l'est encore davantage lorsqu'il s'agit de matrices plus complexes, telles que les organismes en milieu naturel. C'est pourquoi, à l'heure actuelle, nous n'avons pas de vision réelle sur la contamination de la faune et de la flore par les nanoplastiques.

Au-delà de leur quantification, dont les protocoles analytiques sont encore en développement, les nanoplastiques sont au cœur des préoccupations car leur taille rend possibles les phénomènes de translocation. Les nanoplastiques sont susceptibles de traverser les parois cellulaires et d'être assimilés au sein des organismes. Toutefois, à ce jour, il n'y a pas de consensus sur la taille des débris plastiques au-dessous de laquelle la translocation serait avérée.

Même en absence de phénomène de translocation, les nanoplastiques peuvent à priori être source de toxicité lors de leur transit dans les organismes, comme le sont les microplastiques. Cette toxicité pourrait être directe ou indirecte, par le biais du transfert de substances toxiques présentes au cœur ou à la surface des débris plastiques. Ce phénomène est appelé l'« effet cheval de Troie ».

Parmi les substances toxiques que les nanoplastiques peuvent transporter et transférer aux organismes, on trouve en premier lieu les additifs listés plus haut et qui sont présents dès la conception des plastiques. À ces additifs peuvent s'ajouter des polluants environnementaux, tels que des composés organiques (par exemple, des pesticides, des perturbateurs endocriniens) et des polluants inorganiques (par exemple, des métaux), qui sont adsorbés par les nanoplastiques lors de leur séjour dans l'environnement. La présence de polluants sur des débris plastiques a déjà été mise en évidence à plusieurs reprises, par exemple sur des débris de polyéthylène du gyre de l'Atlantique Nord (Prunier *et al.*, 2019), ou des microplastiques échantillonnés sur une plage en Guadeloupe (El Hadri *et al.*, 2020). Avec leur surface spécifique élevée, les nanoplastiques ont d'autant plus de chances d'accumuler des polluants par adsorption à leur surface, ou absorption au cœur du débris (Aynard *et al.*, 2023). Ces aspects seront détaillés dans le chapitre 4 de la partie 3.

Que ce soit donc à cause de leur toxicité intrinsèque, ou du fait de leur capacité à transporter des composés toxiques ou des organismes pathogènes, les nanoplastiques représentent un risque majeur pour les organismes vivants. Pour l'instant, la taille des nanoplastiques, leur concentration dans l'environnement et la présence d'autres composés tels que les matières organiques, les sels et les micro-organismes rendent difficiles leur détection, leur quantification et leur échantillonnage. L'utilisation de nanoplastiques modèles permet d'étudier leur comportement lors d'expériences réalisées en laboratoire. Ces nanoplastiques modèles peuvent être marqués, c'est-à-dire qu'ils contiennent une espèce (par exemple, un métal, une molécule fluorescente, un isotope) qui facilite leur quantification dans des milieux complexes comme des organismes, afin de travailler à des concentrations très basses et en accord avec celles attendues dans les échantillons naturels. Cependant, une attention toute particulière doit être portée sur le choix du marquage, sur les conditions d'élaboration des nanoplastiques modèles et sur les protocoles analytiques pour obtenir des résultats fiables et représentatifs. Toutes ces étapes sont aujourd'hui au cœur des recherches scientifiques via des projets pluridisciplinaires impliquant chimistes, biologistes, écotoxicologues, physiciens et médecins.

Chapitre 2

Le monitoring de l'environnement : comment quantifier, caractériser et suivre les pollutions plastiques ?

Marie-France Dignac, Wolfgang Ludwig, Philippe Kerhervé, Bruno Charrière, Gaël Le Roux, Gaëlle Darmon, Franck Lartaud et Jean-Christophe Auguet

⏩ Microplastiques dans les sols : sources, teneurs et devenir

Marie-France Dignac

De nombreux sols sont pollués par des pesticides, par des métaux lourds, par des polluants organiques, certains persistants. Les sols, en particulier les sols agricoles, sont également pollués par des micro- et nanoplastiques. Mais leur présence n'y est documentée que depuis une dizaine d'années (Rillig, 2012). Pourtant, ces plastiques qui peuvent rester des dizaines, voire des centaines d'années dans les sols y sont présents en quantités qui pourraient dépasser celles des plastiques dans les océans, du moins pour les microplastiques.

Les études récentes montrent que les teneurs dépendent des usages des sols (Büks, Kaupenjohann, 2020). Les sols agricoles sont plus contaminés (avec en moyenne 1 200 particules dans un kilogramme de sol sec) que les sols forestiers et les prairies naturelles. Nizzetto *et al.* (2016) a avancé un chiffre variant de 107 000 à 730 000 tonnes pour les microplastiques qui pourraient être déversés sur les sols agricoles aux États-Unis et en Europe chaque année.

Comment les microplastiques arrivent-ils dans les sols ?

Les microplastiques peuvent se déposer sur les sols à partir de l'air. En effet, la fraction la plus légère des microplastiques peut circuler dans l'atmosphère et se déposer avec la pluie, notamment les fibres provenant de nos vêtements. Dans les sols agricoles, une part importante des plastiques provient des activités agricoles (Nizetto *et al.*, 2016), telles que l'utilisation de films plastiques pour le paillage du sol, l'usure du matériel agricole (filets, serres, etc.), l'utilisation de fertilisants minéraux encapsulés (Cusworth *et al.*, 2024) ou d'amendements organiques, qu'ils proviennent de composts de déchets urbains (Colombini *et al.*, 2022) ou de déchets agricoles (Weber *et al.*, 2022). Une étude sur les sols de l'expérience à long terme du centre de recherche de Rothamsted au Royaume-Uni, qui stocke des échantillons de sol depuis 1840, a révélé

une augmentation des microplastiques dans les parcelles amendées avec du fumier, probablement en raison de l'utilisation croissante de plastiques dans les exploitations agricoles (Cusworth *et al.*, 2024).

Les amendements organiques issus du traitement des déchets représentent une source essentielle de matières organiques pour les sols agricoles, mais ils peuvent également y introduire des contaminants. Ces amendements organiques peuvent être issus du compostage des déchets d'origine urbaine ou agricole ou de la fraction solide résultant du traitement anaérobie des déchets (méthanisation), appelée « digestat ». Le traitement mécanique de déconditionnement ou désemballage utilisé pour séparer la fraction organique compostable des emballages, sacs en plastique et autres matériaux présents dans les déchets, peut conduire à la libération de particules plastiques. Un tri des biodéchets à la source devrait limiter la quantité de plastiques présents dans les composts.

Les boues de station d'épuration sont le résidu obtenu après traitement des eaux usées. Elles contiennent des micro-organismes, des matières organiques et des polluants piégés lors du traitement des eaux. Environ 10 millions de tonnes de boues d'épuration sont produites en Europe chaque année, dont environ 40 % sont épandus, ce qui apporte 40 000 tonnes de microplastiques sur les terres agricoles européennes chaque année (Lofty *et al.*, 2022). Les boues d'épuration contiennent en particulier de grandes quantités de fibres plastiques, concentrées dans cette fraction solide lors du traitement des eaux usées. Ces fibres dans les eaux usées proviennent du lavage des vêtements synthétiques ou de lingettes jetées dans le système de collecte des eaux usées.

Les plastiques sont également utilisés directement dans les exploitations agricoles. Chaque année, 7,4 millions de tonnes de plastique sont utilisées dans le secteur agricole (FAO, 2022), pour les serres, les filets, les textiles non tissés ou encore les paillages par des bâches en plastique, qui sont directement appliquées sur les sols. Ces plastiques libèrent des micro- et nanoplastiques, ainsi que des produits chimiques toxiques dans les sols. La plupart des plastiques utilisés en agriculture sont utilisés pendant moins d'un an avant de devenir des déchets, il s'agit donc d'une utilisation à court terme des plastiques. Les films en plastiques biodégradables remplacent de plus en plus le paillage plastique conventionnel, mais ils libèrent également des micro- et nanoplastiques et des produits chimiques pendant leur utilisation et ne sont pas complètement dégradés dans les sols (Zhou *et al.*, 2023). Selon la norme européenne EN 17033, 90 % du film de paillage biodégradable doit être dégradé après 2 ans dans le sol. Mais les tests sont effectués dans des conditions optimales de température et d'humidité, et concernent seulement la biodégradation des polymères, pas celle des produits chimiques qu'ils contiennent. Dans les sols réels, on ne retrouve jamais ces conditions idéales et le film de paillage plastique ne se dégradera pas complètement. Par ailleurs, il y a parfois deux applications de paillage plastique par saison, en considérant 2 ans de dégradation, il y a manifestement un problème d'accumulation de ces matériaux dans le sol. On peut aussi souligner le paradoxe de l'utilisation du paillage plastique en agriculture en réponse au changement climatique. La plus grande menace qui pèse aujourd'hui sur la sécurité alimentaire et qui s'accentuera dans les années à venir est bien le changement climatique : pénurie d'eau, augmentation des températures, événements

météorologiques extrêmes, sécheresse, inondations… Localement, les plastiques agricoles permettraient de pallier les effets des dérèglements climatiques, alors que, à l'échelle mondiale, ils accentuent ces dérèglements en raison de l'origine fossile des matériaux qui les constituent.

Niveaux de contamination

Les microplastiques apportés par les composts de déchets urbains s'accumulent dans les sols au fil des années (Colombini *et al.*, 2024). Une étude sur des sols agricoles qui ont reçu pendant 22 ans des épandages de composts issus de la fraction résiduelle des déchets ménagers (déchets non triés) a montré que cette pratique avait conduit à l'accumulation dans les sols de plus de 400 kg par hectare de particules de microplastiques de taille comprise entre 2 et 5 mm (Colombini *et al.*, 2022). Les sols ayant reçu des composts de déchets verts ou de biodéchets triés à la source présentaient les teneurs en microplastiques les plus faibles. Une masse de 400 kg par hectare équivaut à la masse de 80 000 sacs plastiques ou à 1 400 bouteilles d'eau, qui seraient fragmentés et répartis sur une surface d'un hectare. Jusqu'en 2020 et la loi AGEC (loi anti-gaspillage pour une économie circulaire), l'épandage de ces composts issus de déchets organiques non triés à la source (traitement mécano-biologique, ou TMB) était une pratique très courante en France. Cette pratique pourrait être interdite en 2027. Les sols où ces composts ont été épandus pendant des années risquent de présenter des teneurs élevées en microplastiques, avec des impacts sur la biodiversité, sur la croissance des plantes et sur les milieux naturels terrestres et aquatiques environnants.

Quantification des microplastiques dans les sols

La variété des polymères, des tailles et des formes des plastiques rencontrés dans l'environnement rend leur analyse difficile. Bien qu'un large éventail de techniques soit utilisé pour le suivi des microplastiques en milieu marin ou dans les sédiments, la détection des microplastiques dans les matrices solides (sols et produits résiduaires organiques) reste un défi. Il n'y a actuellement aucune méthode analytique idéale disponible, mais des méthodes pionnières à explorer et adapter. Différentes méthodes de quantification ont été proposées, mais aucune n'est actuellement normalisée : FTIR, spectroscopie Raman, analyse thermique DSC, Rock-Eval®, pyrolyse-GC/MS. Des plastiques de référence et des plastiques à différents stades de dégradation doivent être analysés par ces différentes méthodes pour faciliter leur identification dans les sols où ils ont été fragmentés et altérés.

Évaluer la contamination d'un sol aux microplastiques requiert trois étapes : le prélèvement d'un échantillon, des traitements de l'échantillon et l'analyse elle-même, effectuée en général sur un échantillon de quelques grammes. Chacune de ces étapes doit suivre un protocole rigoureux, pour éviter les contaminations par des particules de plastique qui sont présentes partout dans l'environnement et pour travailler sur un échantillon représentatif du milieu étudié. L'échantillonnage sur le terrain consiste à prélever plusieurs mottes ou cylindres de terre répartis sur toute la surface à caractériser et à les mélanger pour obtenir un échantillon moyen de quelques kilogrammes, considéré comme représentatif du site étudié. Des étapes de séchage, tamisage et mélange des particules de sol permettent de diminuer la taille de l'échantillon tout en gardant sa représentativité. La localisation des plastiques dans la matrice de sol est

une information importante. En effet, leurs impacts environnementaux, en particulier leurs effets toxiques sur les organismes du sol, seront différents s'ils sont piégés dans des agrégats organo-minéraux ou mélangés aux débris plus grossiers du sol (Guo *et al.*, 2020). Un traitement de l'échantillon par séparation des particules en fonction de leur taille (Watteau *et al.*, 2018) donne accès à cette information. Une séparation des particules en fonction de leur densité permet d'isoler les particules plastiques qui ne sont pas incluses dans les agrégats : moins denses que les minéraux, elles vont flotter et être séparées de la matrice du sol. La quantification se fait soit par pesée de particules isolées pour les particules les plus grosses (2-5 mm), soit par des méthodes indirectes mettant en œuvre des analyses par infrarouge ou par pyrolyse couplée à la chromatographie en phase gazeuse et à la spectrométrie de masse (pyrolyse-GC/MS), qui permet d'estimer les concentrations des polymères grâce à des calibrations. Certaines études quantifient le nombre de particules pour chaque polymère, d'autres la distribution des tailles et des formes, ou encore les masses de microplastiques.

Devenir des microplastiques dans les sols

Une fois introduits dans le sol, les plastiques peuvent subir des processus de fragmentation, résultant d'actions physiques tels que le labour, les cycles d'humidité/sécheresse ou de gel/dégel, de processus chimiques, notamment l'oxydation et l'hydrolyse causées par l'action des rayonnements UV, de l'oxygène et de l'eau. Enfin, ils peuvent être attaqués par les micro-organismes présents à leur surface ou par les petits organismes vivant dans le sol qui peuvent les ingérer et contribuer à leur fragmentation et à leur association avec des micro-organismes.

Les microplastiques présents à la surface du sol peuvent être ingérés par les vers de terre et entraînés dans le sol profond. Les microplastiques ont été retrouvés dans toute la profondeur du sol, parfois jusqu'à 90 cm de profondeur (Weber *et al.*, 2022). De plus, les activités des vers de terre aèrent le sol et augmentent sa porosité, facilitant la migration des microplastiques vers le sol profond avec l'eau. D'autres petits animaux du sol, tels que les collemboles et les acariens, peuvent contribuer à la circulation des microplastiques dans le sol.

Les microplastiques peuvent se trouver au sein des agrégats du sol, formés par l'agrégation de particules organiques et minérales. Ainsi protégés, ils peuvent rester longtemps dans le sol (Watteau *et al.*, 2018) et s'y accumuler.

Avec l'érosion des sols, les microplastiques, qu'ils soient libres ou piégés au sein des agrégats, peuvent être emportés vers d'autres sols ou vers les milieux aquatiques. Ainsi, les microplastiques présents dans les sols représentent une source majeure de contamination des berges, des sédiments et des eaux continentales.

Les plastiques polluent donc les sols sous différentes formes (nano- et microplastiques, diffusion de produits toxiques et vecteurs d'autres polluants…), ils sont présents dans toute la profondeur des sols et pour une durée longue. Leur diffusion dans les milieux continentaux augmente fortement leurs impacts sur l'environnement, sur les écosystèmes et sur la biodiversité, et ce, bien au-delà du sol.

⏩ Les plastiques dans les fleuves : comment les suivre et quantifier leur apport en mer ?

Wolfgang Ludwig, Philippe Kerhervé et Bruno Charrière

Les fleuves, source principale du plastique dans les océans ?

La prise de conscience de l'ampleur de la pollution plastique dans les océans est surtout venue à la suite des nombreux témoignages de navigateurs et scientifiques dans les années 1990-2000. La formation de « continents de plastiques » au milieu des grands gyres océaniques et sur nos littoraux pose la question de l'origine de la pollution. Mais d'où viennent tous ces déchets de plastique ? De rejets continentaux ou d'activités en mer ?

En étudiant les cycles biogéochimiques naturels sur Terre, les chercheurs se sont rendu compte que les fleuves transportent en mer de nombreux éléments particulaires et dissous issus de l'érosion des continents et que ces éléments jouent un rôle clé dans le fonctionnement des océans. Outre les éléments naturels, figurent également l'ensemble des contaminants chimiques résultant des activités humaines, dont les déchets plastiques qu'ils soient entiers (macrodéchets) ou dégradés, fragmentés (microplastiques). Même si nous manquons de données à l'échelle globale, il est admis qu'environ 80 % des microplastiques dans les océans sont d'origine terrestre et que leur principale voie de transfert se fait par l'intermédiaire des fleuves.

Les premières études, pour lesquelles les scientifiques ne disposaient que de quelques mesures, ont permis d'estimer que le transport annuel de plastiques par les fleuves se chiffrait autour de millions de tonnes (par exemple, Lebreton *et al.*, 2017). Ces estimations dépassent de loin celles des plastiques présents à la surface des océans, ce qui induit un temps de résidence très court à la surface des océans et des échanges avec les autres compartiments océaniques, comme l'océan profond ou la biomasse vivante. Ce constat inquiétant renforce l'idée d'une menace majeure pour les écosystèmes marins. Si les premières études ont été avant tout dédiées aux océans, les chercheurs ont compris par la suite qu'une meilleure connaissance du cycle des plastiques dans les océans nécessitait de mieux connaître leur mobilisation et leur transfert depuis les sources continentales (terrestres et via les fleuves).

Comment quantifier le transport de déchets plastiques par les fleuves ?

Toute quantification de transport de matières par les fleuves est fondée sur une double approche. D'une part, l'estimation du flux d'eau qui arrive en moyenne dans les océans, typiquement quantifié à l'échelle annuelle, et, d'autre part, l'estimation de la concentration moyenne d'un élément transporté et sa variabilité en fonction des conditions hydrologiques (étiage-crue). Les flux d'eau des fleuves du monde sont pour la plupart suivis par des services hydrologiques et relativement bien documentés aujourd'hui. L'estimation des flux solides, c'est-à-dire les flux de particules naturelles en suspension, comme les sables, les limons et/ou les argiles, est plus complexe car les concentrations peuvent être hautement variables en fonction des débits. Néanmoins, les scientifiques ont pu établir des modèles fiables pour ces flux solides et les bilans globaux pour de nombreux fleuves.

La quantification précise des concentrations en plastique en fonction des conditions hydrologiques des fleuves reste un défi bien plus ardu. Les débris plastiques qui flottent dans les fleuves représentent un groupe de particules extrêmement hétérogène et ces débris ne peuvent pas être déterminés avec les mêmes méthodes que les flux de particules naturelles. Nous différencions généralement les microplastiques des macroplastiques car la méthodologie utilisée pour estimer leur nombre diverge totalement. Les microplastiques sont récupérés par filtration de l'eau, tandis que les macroplastiques ne peuvent être estimés que par observation visuelle à distance (par exemple, depuis un pont) et/ou par piégeage dans des zones à faible débit.

Pour quantifier les microplastiques des fleuves, les chercheurs se sont d'abord inspirés des techniques utilisées dans les océans, à savoir l'usage de filets à plancton et de débitmètres. Le modèle le plus fréquemment utilisé est le filet dit « Manta » avec une maille de 300 µm environ (figure 1.2.1). Ces techniques par l'usage de filets souffrent de deux limitations : la difficulté d'utiliser un maillage plus fin sans prendre le risque de colmater rapidement le filet (à cause de plus fortes concentrations de particules en suspension en fleuve qu'en mer) et l'impossibilité de travailler en milieu turbulent comme rencontré pendant les crues. Bref, ces conditions de hauts débits sont très difficiles, voire impossibles à échantillonner avec des filets, d'autant plus qu'elles sont toujours associées à la présence de très nombreux débris végétaux flottants (feuilles, branches…). Or, ce sont précisément ces conditions de crue (et donc de fortes précipitations) qui vont remobiliser et transporter vers la mer le plus de matériel particulaire terrestre, dont les micro- et macroplastiques.

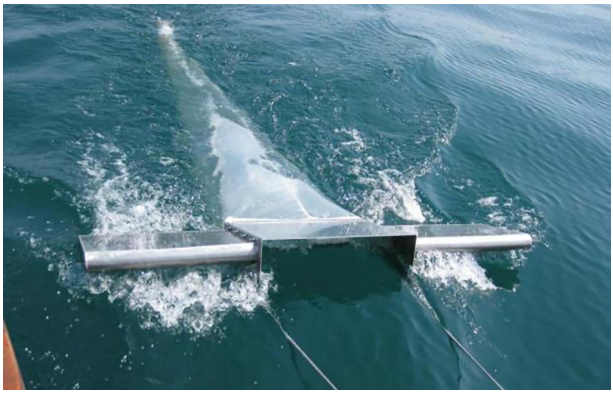

Figure 1.2.1. Déploiement d'un filet Manta (ouverture 60 × 20 cm, maille 333 µm) sur le Rhône (Arles, 2018).

La multiplication dans le temps des études sur les microplastiques dans les fleuves a permis de consolider progressivement les estimations de leurs concentrations moyennes, sans pour autant discriminer rigoureusement les facteurs externes et les mécanismes à l'origine de leur prolifération. De plus, la variabilité des concentrations mesurées est souvent très grande. Une étude menée par le Cefrem à une échelle mensuelle pendant deux années consécutives a permis de comparer les concentrations de microplastiques dans deux systèmes fluviaux contrastés du sud de la France : le Rhône (à Arles) et la Têt (à Perpignan) (Constant *et al.*, 2020). Même si les concentrations de microplastiques étaient en moyenne plus élevées dans la Têt, les flux

moyens par unité de surface (en $g.km^{-2}.an^{-1}$) étaient tout à fait comparables entre les deux systèmes, notamment du fait de conditions climatiques bien plus humides dans le bassin versant du Rhône. La pollution en microplastiques pourrait ainsi être largement répandue dans les fleuves français. Cette étude a également mis en évidence l'importance des prélèvements sur les périodes de hauts débits pour l'amélioration des bilans. Par exemple, si nous prenons en considération les quelques prélèvements effectués pendant une crue du Rhône, le flux moyen annuel pour ce fleuve augmente d'un facteur quatre environ.

Les flux numéraires (nombre de déchets par unité de temps) de macroplastiques sont généralement évalués grâce à des comptages visuels à partir de ponts. Cette méthodologie permet également d'identifier le type de déchet mais induit automatiquement une limitation dans le comptage et l'identification des petits déchets et des emballages transparents. Dans une étude pilote menée durant quatre années sur le fleuve côtier de la Têt en aval de Perpignan (Laverre *et al.*, 2023), les macroplastiques flottants ont été suivis sur un passage à gué de faible hauteur (2 m). L'identification des objets a pu être effectuée avec précision jusqu'au mégot (taille : 1 cm) et l'intégralité des objets passant dans la section étudiée a même pu être récupérée à l'aide d'un filet de piscine muni d'une perche. Tous les déchets collectés ont été séchés et pesés individuellement. Cette étude a permis d'estimer des flux robustes de 350 000 macroplastiques/an (0,65 t/an) majoritairement composés de mégots, de morceaux de polystyrène et d'emballages alimentaires (environ 20 % de chaque catégorie). Grâce à une stratégie d'échantillonnage ciblant toutes les conditions climatiques (sec, pluie, vent) et hydrologiques (bas, moyen, haut débits), cette étude a également permis de montrer que 70 % des macroplastiques déversés par la Têt ont été mobilisés pendant des conditions de fortes pluies, bien que ces périodes ne représentent que 6 % du temps.

Les résultats obtenus pour les macro- et microplastiques ont été comparés. Pour la Têt, le flux massique annuel de macroplastiques est 7 fois supérieur au flux de microplastiques. Pour le Rhône (comptage depuis un pont ; Castro-Jiménez *et al.*, 2019), le flux massique de macroplastiques par unité de surface semble être environ 70 fois moins important que celui de la Têt, alors que les flux de microplastiques sont du même ordre de grandeur. Cela pourrait être expliqué par la plus grande capacité de rétention et de séquestration au cours du transport du bassin versant du Rhône qui est très important, suggérant ainsi que la taille du bassin versant pourrait également être un facteur influençant les flux de macroplastiques à la mer.

Notons que des méthodes indirectes sont aussi fréquemment appliquées pour estimer le transport des plastiques par les fleuves. Une méthode très répandue est le comptage des objets plastiques déposés par l'eau courante. Cette méthode, initialement développée pour le comptage des plastiques sur les plages (protocole DCSMM[10] ou Ospar[11]), s'applique de plus en plus sur les plastiques déposés sur les berges des fleuves. Elle a l'avantage de pouvoir être utilisée dans des approches de sciences

10. La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) est une directive européenne du Parlement européen et du Conseil (2008/56/CE) qui établit un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin.

11. La Convention Ospar est un traité international pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est. Elle vise à prévenir et à éliminer la pollution marine, notamment par les munitions immergées, les rejets de substances radioactives et les polychlorobiphényles.

participatives (Philip *et al.*, 2024), ce qui permet la collecte d'un grand nombre de données. Cependant, même si cette méthode permet de mieux identifier la nature des plastiques qui sont transportés par les fleuves, il est aujourd'hui difficile d'utiliser ces données pour déterminer des flux en absence de modèles qui permettent d'estimer leur mobilité.

Enfin, comment remédier aux limitations inhérentes aux événements climatiques extrêmes, dont on connaît pourtant le rôle important dans la mobilisation et le transfert rapide des déchets plastiques ? La turbulence et la vitesse des eaux rendent impossibles un comptage visuel direct des microplastiques, mais également un échantillonnage *in situ*. Une solution serait dans ce cas précis l'usage de nouveaux outils comme la télédétection ou de caméra optique hyperspectrale fixée sur des structures rigides comme les ponts.

Quelles tailles à considérer ? La clé pour améliorer les bilans

À la différence d'études précédentes qui chiffraient les apports fluviaux de macroplastiques à la mer à environ un million de tonnes, une étude récente évalue ces apports à plusieurs milliers de tonnes (Weiss *et al.*, 2021). Parmi les raisons expliquant ces écarts, nous pouvons citer des différences méthodologiques portant sur l'homogénéisation des données selon les méthodes utilisées et les classes de taille retenues, ainsi que la conversion en masse des données obtenues. Enfin, pour le calcul des bilans à grande échelle (par extrapolation), le choix des facteurs censés contrôler les flux de plastiques (comme la densité de la population et/ou les débits) doit être fait avec précaution. Un mauvais choix peut introduire de grandes erreurs. Ces trois règles peuvent se schématiser par un « goulot d'étranglement », présent dans toutes estimations de bilans à grande échelle (figure 1.2.2) et leur non-respect peut facilement introduire des différences considérables. Ces différences ne signifient pas pour autant que l'ampleur de la pollution par les plastiques a été largement surévaluée, mais montrent l'importance de comparer des bilans dressés sur des méthodes identiques pour mieux comprendre le cycle des plastiques.

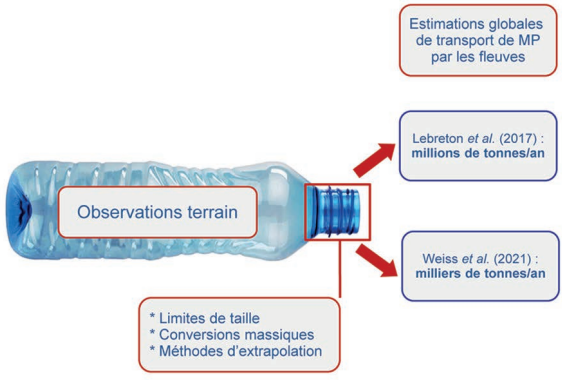

Figure 1.2.2. Schéma illustrant les sources d'erreur qui peuvent facilement introduire des grandes différences dans les estimations sur le transport fluvial de microplastiques à l'échelle globale. MP : microplastique.

Les fibres de très petite taille sont également soumises à de nombreuses limitations analytiques. L'élimination chimique de la matière organique d'un échantillon peut s'avérer agressive et induire la perte d'une partie de ces microfibres. La contamination par des microfibres allogènes sur le terrain et en laboratoire pose également problème. Ces fibres, si elles sont nombreuses dans les échantillons, peuvent également s'agglomérer entre elles, rendant impossible leur dénombrement. Bref, l'identification et la quantification des microplastiques de petite taille restent ainsi un défi analytique constant.

Afin de s'affranchir des biais analytiques inhérents à la classification macro- contre microplastiques et améliorer l'estimation de ces flux fluviaux, de nombreuses études considèrent de nouvelles classes de taille et discriminent ainsi fréquemment les macroplastiques (> 5 mm), les grands microplastiques (0,5-5 mm), les petits microplastiques (0,001-0,5 mm) et les nanoplastiques (< 0,001 mm), même si ces limites peuvent varier entre les études.

Une des solutions pour s'affranchir des biais ou limitations liés à la quantification numérique et à la conversion massique repose sur des techniques thermiques et de séparation chromatographique comme la pyrolyse couplée à la chromatographie gazeuse et à la spectrométrie de masse (Py-GC/MS). Cette technique peut donner directement des concentrations massiques de plastiques. Ces études ont ainsi pu montrer que les microplastiques de petite taille dans les fleuves sont prépondérants en nombre, mais très probablement aussi en termes de concentration massique (Landebrit *et al.*, 2024) confirmant des études similaires mais utilisant des méthodes plus classiques (analyse µ-FTIR, Stratmann *et al.*, 2024). Par conséquent, même si les premières estimations sur le transport global de microplastiques de grande taille par les fleuves ont dû être révisées à la baisse, il est fort probable que cette baisse soit largement compensée par l'intégration des microplastiques de petite taille, voire des nanoplastiques, encore mal quantifiés. Cela est d'autant plus inquiétant que l'impact potentiel des plastiques sur l'écosystème marin augmente lorsque la taille de ces déchets diminue.

Nettoyer ou éviter ? Comment réduire la pollution des plastiques

Malgré les incertitudes qui persistent dans les bilans des apports fluviaux, il y a peu de doutes sur l'origine majoritairement terrestre des déchets plastiques en mer. Pour réduire les apports, il est ainsi légitime et de bon sens de s'attaquer à leur source : les bassins versants. Un nettoyage des océans (deux fois la surface continentale !) est irréaliste ; ces opérations lourdes en mer auraient un coût environnemental (bilan carbone) prohibitif et économiquement rédhibitoire (même si des approches dans ce sens existent — voir https://theoceancleanup.com/). De plus, s'attaquer aux conséquences en mer, sans réduire la source continentale, nous condamnerait à un système sans fin.

Le meilleur déchet est celui qui n'est pas produit ! Si la réglementation européenne interdit la production de plus en plus de produits plastiques à usage unique, les études sur des déchets plastiques dans les fleuves et en mer montrent l'émergence de nouveaux objets plastiques bien plus nombreux (masques sanitaires, gants, textiles, etc.). Tous les secteurs socio-économiques sont touchés, par exemple : le BTP avec la généralisation de l'isolation en polystyrène expansé et l'agriculture où les bâches et les tuteurs plastiques sont maintenant omniprésents.

Un problème majeur vient des déchets qui échappent aux systèmes de collecte, se retrouvent dans l'environnement, puis sont évacués par les rivières et les fleuves lors d'événements pluvieux intenses. Les actions sur les fleuves et les rivières conduisent à plusieurs difficultés, elles sont incompatibles avec la navigation fluviale et les conditions qui prévalent lors d'événements extrêmes comme les crues. Par conséquent, pour réduire le nombre de déchets transférés en mer, les actions doivent être réalisées le plus en amont possible en visant, par exemple, les émissaires urbains et les fossés ou canaux de drainage des eaux. Ces dispositifs artificiels sont peu soumis aux fortes variations de débits et aux réglementations relatives à la protection des espèces vivantes. Leur maillage intense à travers le territoire permet de se rapprocher des zones « *hotspots* » à fortes concentrations de déchets comme les centres commerciaux, les parcs de loisirs ou les routes. L'objectif serait que toutes les communes d'un bassin versant, avec l'aide de leur service technique, identifient sur leurs territoires les trois ou quatre zones « *hotspots* » afin d'y placer des systèmes de collecte ou de piégeage des

Figure 1.2.3. Dispositif de piégeage des déchets « en amont » mis en place dans les Pyrénées-Orientales (plaine du Roussillon). **a)** Boudin flottant sur le canal (drainage des eaux de plaine) (la Llabanère, 2020). **b)** Filets de Clean Up Rivers installés dans un fossé (Canet-en-Roussillon, 2020).

déchets, simples d'usage et économiques pour une commune. L'adhésion des collectivités locales ne se fait pas (ou rarement) sur des considérations environnementales, mais sur des considérations économiques. Or, l'accumulation de déchets nuit à l'image de la commune et l'installation d'ouvrages dédiés permet à la commune de communiquer sur son action auprès de ses concitoyens.

La plaine du Roussillon dans les Pyrénées-Orientales constitue une zone pionnière dans l'étude des flux de déchets et de leur réduction (Kerhervé *et al.*, 2023). Plusieurs communes et syndicats mixtes de bassin versant ainsi que le Département ont financé des installations de piégeage des déchets. Deux principaux dispositifs de piégeage ont ainsi été mis en place dans la plaine du Roussillon (figure 1.2.3) grâce à une entreprise locale (Clean Up Rivers) :
– les piégeages dans des fossés, majoritairement par l'intermédiaire de filet limitant un potentiel risque d'embâcle : la hauteur du dispositif ne dépasse pas la moitié de la hauteur du fossé et un clapet à ressort permet au filet de s'abaisser (et de se fermer) en cas de trop forte pression. Un simple filet directement fixé à un émissaire urbain d'eaux pluviales existe également dans certaines métropoles (Brest, Rouen) ;
– les piégeages dans des canaux majoritairement en eau par l'intermédiaire d'un dispositif flottant fixé en travers des deux berges.

Ces dispositifs nécessitent une maintenance et un suivi réguliers tout au long de l'année, en particulier après les gros événements pluvieux. C'est indéniablement leur point faible. Le manque d'effectifs et la surcharge de travail rendent le dispositif peu populaire. Sans parler de l'aspect « dégradant » pour le personnel municipal de manipuler ces amas de déchets. Une solution proposée est le transfert des compétences de maintenance à l'entreprise installatrice. Le surcoût dans les Pyrénées-Orientales est faible… les précipitations y sont de plus en plus rares !

⏩ Bilan de masse et zone critique de montagne : quantification dans un bassin versant expérimental

Gaël Le Roux

Les montagnes d'Europe représentent une zone géographique essentielle, non seulement en raison de leur rôle dans le cycle de l'eau, mais aussi comme destination touristique majeure et *hotspot* de biodiversité. Les sols de montagne agissent comme des voies de transfert pour l'eau des sommets vers les grands fleuves européens et servent également de zones tampons grâce à des écosystèmes, tels que les tourbières et les sols forestiers. Ces paysages, bien que souvent perçus comme vierges, portent un héritage historique marqué par des activités humaines variées telles que le pastoralisme, les activités minières et, plus récemment, le tourisme.

Les montagnes sont également des réceptacles pour des pollutions de longue distance, notamment des métaux lourds comme le mercure et le plomb, ainsi que des polluants organiques persistants. Dans le cadre de l'Observatoire Homme-Milieu (Labex DRIIHM) du Haut Vicdessos[12], situé à la frontière de l'Andorre et de l'Ariège, des

12. Cette publication a été soutenue par le CNRS Miti 80 Prime, l'ANR-20-CE34-0014 ATMO-PLASTIC et le projet Plasticopyr dans le cadre du programme Interreg V-A Espagne-France-Andorre ainsi que par l'Observatoire Homme-Milieu Pyrénées Haut Vicdessos – LABEX DRIIHM ANR-11-LABX0010.

recherches interdisciplinaires sont menées sur l'impact des activités humaines passées et présentes sur les écosystèmes montagnards. Plus spécifiquement, les écosystèmes lacustres et tourbeux sont suivis à travers la collecte de données climatiques, géochimiques et hydrologiques pluriannuelles. Les deux principaux sites étudiés sont la tourbière de Bernadouze et le lac d'Arbu, tous deux touchés de diverses manières par des activités humaines telles que des coupes forestières ou de l'alevinage.

Présence de macroplastiques et microplastiques

Le projet PlasticoPyr a révélé que même les zones les plus isolées comme la tourbière de Bernadouze, une zone Natura 2000, peuvent contenir des macrodéchets, tels que des pneus et des microplastiques en grande quantité. Les études menées sur les neiges hivernales de 2017-2018 ont montré que celles-ci contiennent des microplastiques et nanoplastiques de diverses formes et de divers types, provenant de plusieurs dizaines, voire centaines de kilomètres. Les microplastiques identifiés incluent des polymères comme le polystyrène, le polypropylène et le polyéthylène. Ces dépôts sont comparables, en termes de nombre de particules déposées, à ceux retrouvés dans les grandes villes : 365 ± 69 mp/m^2/jour à Bernadouze contre 100 à 300 mp/m^2/jour dans des villes comme Paris ou Dongguan (Chine). En reconstituant les trajectoires des masses d'air, durant les périodes où le couvert neigeux empêche toute remobilisation des plastiques agrégés au sol, nous avons montré que les micro- et nanoplastiques proviennent de sources distantes de plusieurs centaines de kilomètres.

Archives environnementales

Une des forces de l'Observatoire Hommes-Milieu Haut Vicdessos est de s'appuyer sur les archives environnementales comme les tourbières et les lacs pour reconstituer les trajectoires environnementales des écosystèmes sur plusieurs centaines, voire milliers d'années. Pour les microplastiques, la contamination ne remonte pas à aussi loin, mais les sédiments et tourbes du bassin versant du lac d'Arbu enregistrent une première détection des microplastiques dès les années 1970 et une augmentation des dépôts de microplastiques depuis les années 2000. En comparant tourbières, qui se comportent comme des collecteurs purement atmosphériques, et lacs, qui enregistrent le signal de l'intégralité du bassin versant, nous montrons que les tourbières contiennent plus de dépôts de microplastiques que les sédiments lacustres. Cela pourrait indiquer une différenciation dans les modes d'accumulation des microplastiques dans ces deux écosystèmes, avec un transport aquatique des plastiques vers l'exutoire sans piégeage du lac et une capture des plastiques atmosphériques par la végétation des tourbières.

Transfert des microplastiques vers la biota

Les travaux de Margenat *et al* (2024) ont montré la présence de microplastiques dans les biofilms et les truites, indiquant un transfert de ces particules des sols aux biofilms, puis aux organismes vivants. Cependant, les mécanismes de transfert ne sont pas encore totalement élucidés, notamment en raison des différences dans la signature des polymères entre les sédiments et les poissons. Par exemple, une dominance de polypropylène est observée dans les poissons, tandis que les sédiments montrent une prévalence de plastiques dérivés des produits électroniques.

Finalement d'où viennent les microplastiques et nanoplastiques dans les montagnes ? Et quel est leur impact ?

Les travaux récents montrent donc que les plastiques sous forme microscopique peuvent avoir deux origines : l'une lointaine via un transport atmosphérique et l'autre plus locale, via les activités humaines en montagne (figure 1.2.4). À l'échelle d'un bassin versant, l'apport atmosphérique entraîne un flux continu de particules de plastiques, mais localement la mauvaise gestion de macrodéchets se dégradant ensuite en fines particules n'est pas négligeable, même dans un écosystème protégé. Nos recherches actuelles sont destinées à distinguer les microplastiques d'origine plus locale de ceux dont l'origine est lointaine, en différenciant par exemple leur signature chimique ou leur géométrie.

Si la présence de microplastiques et l'intégration de ceux-ci dans les organismes aquatiques comme les truites est mise en évidence, leur impact environnemental dans les montagnes n'est pas encore quantifié.

⏩ À la recherche de sentinelles de la pollution plastique dans l'environnement

Gaëlle Darmon, Franck Lartaud et Jean-Christophe Auguet

La notion de bio-indicateur

Qu'est-ce qu'un bio-indicateur ?

Un « bio-indicateur », ou « espèce sentinelle », est une espèce ou groupe d'espèces dont la présence (sinon l'absence), l'état de santé, une fonction comme la croissance, le comportement ou une fonction physiologique réagit sensiblement à des changements dans son habitat ou dans son alimentation, par exemple à cause de polluants. Par sa présence à moyen ou long terme, un bio-indicateur fournit des informations précieuses sur une éventuelle dégradation de la qualité d'un environnement. La surveillance par bio-indicateurs (biomonitoring) peut donc attester de l'évolution d'une pollution dans un habitat ou de l'efficacité des mesures mises en œuvre pour restaurer le bon état écologique de l'environnement. À titre d'illustration, les lichens, qui absorbent les polluants atmosphériques, sont employés comme indicateurs de la qualité de l'air.

La fiabilité des informations fournies par les bio-indicateurs dépend néanmoins de la mise en œuvre opérationnelle du biomonitoring. Pour être en mesure d'effectuer une évaluation rapide et fiable de la qualité de l'environnement ou d'une pression sur la biodiversité, il s'agit, d'une part, de sélectionner une espèce bio-indicatrice pertinente : sa répartition doit couvrir la zone à échantillonner et elle doit réagir significativement aux variations de conditions environnementales causées par la pollution à contrôler, ici, la pollution plastique. D'autre part, la surveillance par bio-indicateur doit reposer sur un réseau d'acteurs formés à appliquer une série de procédures harmonisées, fondées sur un protocole standard, fondamental pour collecter des données comparables, capables d'attester des variations spatio-temporelles de la pression causée par la pollution et de l'efficacité à long terme des solutions établies entre régions. L'interprétation des résultats s'effectue en fonction des tendances spatio-temporelles et de

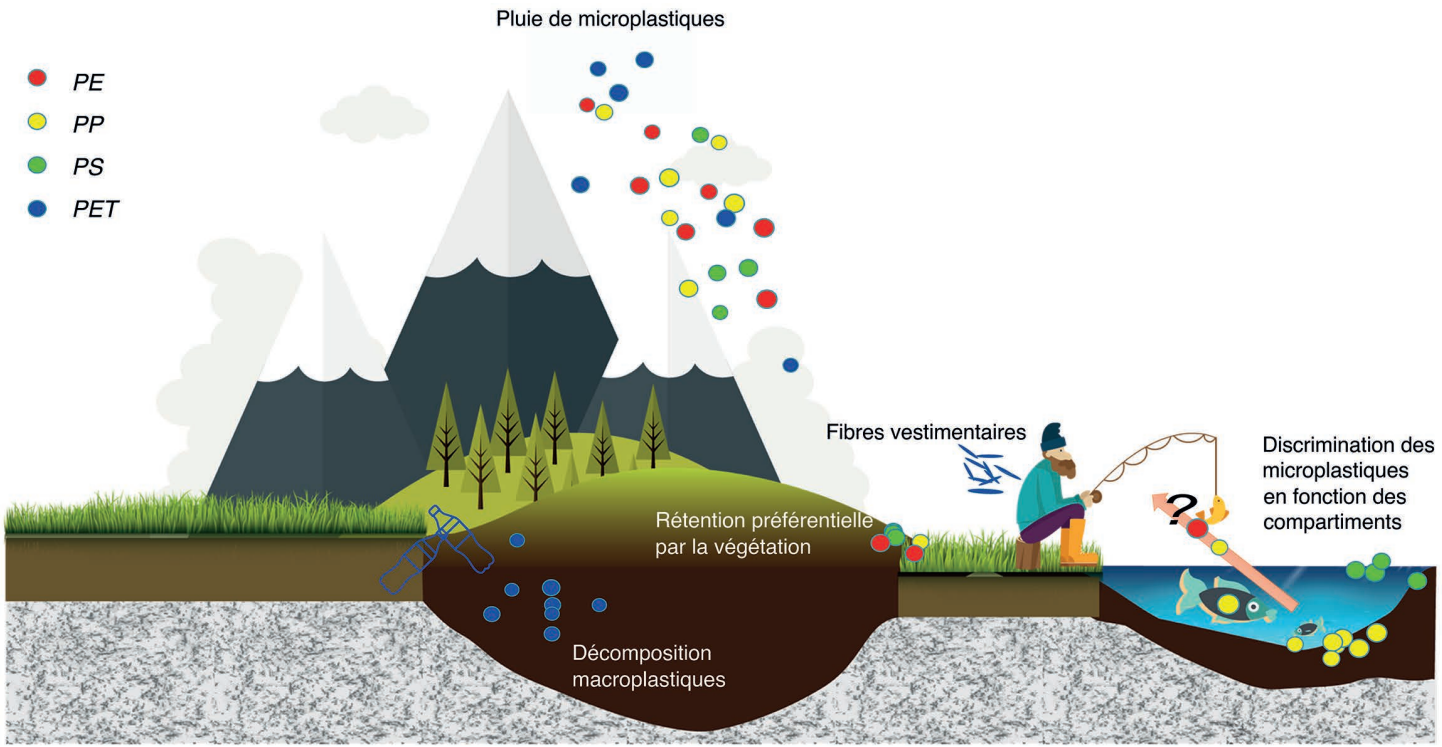

Figure 1.2.4. Schéma illustratif de la dispersion des microplastiques et de leur origine dans un environnement de montagne. PE : polyéthylène ; PP : polypropylène ; PS : polystyrène ; PET : polyéthylène téréphtalate.

normes réglementaires. Ces dernières correspondent à des seuils de pollution au-delà desquels la pollution est susceptible d'avoir des impacts sur la viabilité des populations. La surveillance par bio-indicateur consiste alors à contrôler en continu la conformité des niveaux observés au regard de ces seuils.

Que mesure-t-on ? Les différences entre risque, pression et impact

Les termes « risque », « pression » et « impact » sont des concepts facilement confondus, reliés mais distincts. Pour le biomonitoring de la pollution plastique, ces concepts doivent être bien différenciés afin d'interpréter efficacement les résultats et de proposer des mesures de gestion et de remédiation appropriées. Le « risque » fait référence ici à la probabilité que la pollution par les déchets plastiques provoque des effets néfastes sur les organismes vivants ou les écosystèmes. La « pression » désigne les quantités et la répartition des déchets plastiques ainsi que, dans le cadre des bio-indicateurs, leurs interactions avec les espèces concernées (ingestion ou enchevêtrement notamment). Cette pression peut provoquer des réponses physiologiques, comportementales ou écologiques : c'est l'« impact » (effets de la pression), qui peut être mesuré à différents niveaux (moléculaire, individuel, populationnel, écosystémique). Ainsi, la réponse des bio-indicateurs (par exemple, physiologique, anatomique, présence/absence de l'espèce sentinelle, densité) reflète l'état de santé de l'écosystème. Toutefois, évaluer les impacts et définir des seuils réglementaires en lien avec leur sévérité, jugée de points de vue scientifique et réglementaire, ne sont pas des tâches faciles, car la forme de la relation dose-réponse peut être variée et difficile à mesurer. Ainsi, la relation entre la quantité de plastiques ingérée et les répercussions sur la santé (par exemple, baisse de condition corporelle ou de capacité reproductive) dépend aussi de multiples facteurs environnementaux. L'effet direct (par exemple, perforation de la paroi digestive) ou indirect (par exemple, perturbations endocriniennes) de l'ingestion de plastiques n'est pas toujours évident à mettre en évidence (chez les tortues marines, par exemple, voir partie 2, chapitre 2, p. 87-92).

Intérêts de l'usage de bio-indicateurs pour surveiller la pression et les impacts environnementaux de la pollution plastique

La surveillance par bio-indicateurs est précieuse car elle pallie l'impossibilité du comptage exhaustif des déchets plastiques dans l'environnement tant leur distribution est étendue et soumise à une variabilité environnementale et saisonnière importante. Les campagnes d'observations directes des plastiques dans l'environnement, menées par exemple à pied, en avion ou en bateau, permettent de fournir des images à un moment donné et pour une localité donnée. Toutefois, elles ne permettent pas de recensement exhaustif et peuvent difficilement refléter les variations temporelles ainsi que les impacts biologiques à plus long terme. En effet, le coût logistique et financier des comptages à large échelle ne permet généralement pas de réitérer ces opérations très régulièrement. À ce jour par exemple, une seule campagne de recensement des déchets marins à large échelle, effectuée lors d'un recensement aérien de la mégafaune marine, a été menée sur la quasi-totalité de la mer Méditerranée (recensements Samm[13], 2018). Seuls les animaux et les déchets d'au moins 20 cm peuvent être détectés

13. Samm : Suivi aérien de la mégafaune marine.

par les observateurs depuis l'avion, survolant à environ 180 m d'altitude. Le biomonitoring offre une approche complémentaire à ces recensements visuels, potentiellement plus holistique, car il procure des données à la fois sur la distribution des déchets plastiques dans l'environnement, ainsi que sur leur pression sur la biodiversité.

La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM), qui concerne les eaux marines européennes, et les conventions des mers régionales avec lesquelles elle harmonise ses efforts — Ospar (Atlantique Nord-Est), Barcelone (Méditerranée) et Helcom[14] (mer Baltique) (figure 1.2.5) — s'appuient sur une surveillance harmonisée des impacts de la pollution plastique marine établie sur des bio-indicateurs. Dans son objectif de restaurer le bon état écologique (BEE) du milieu marin (défini par des mers préservées, écologiquement diversifiées, dynamiques et productives), la DCSMM met en œuvre ces bio-indicateurs dans le but de diagnostiquer l'environnement marin et de surveiller l'efficacité des mesures établies pour sa sauvegarde. Pour cela, elle établit des programmes de surveillance coordonnés entre les pays membres de la DCSMM et/ou des conventions des mers régionales afin de coordonner leurs efforts.

Le dixième parmi les onze descripteurs de l'état écologique du milieu marin (incluant, par exemple, la biodiversité, les stocks de poissons, les contaminants et la pollution sonore) concerne les déchets marins (D10). L'objectif du D10 vise que « les propriétés et les quantités de déchets marins ne nuisent pas aux environnements côtiers et marins » (directive 2008/56/CE). Il s'appuie sur un programme de surveillance de l'état de la pollution par les déchets, défini par différents critères : critères D10C1 et D10C2 pour les dommages sur l'environnement, D10C3 et D10C4 pour la pression des déchets sur les organismes. Ces deux derniers sont évalués par des bio-indicateurs liés à l'ingestion de micro (particules < 5 mm) et macrodéchets par la faune marine et à d'autres types d'interactions tels que l'enchevêtrement dans des déchets. Une évaluation scientifique, fondée sur des protocoles standards, disséminés entre des réseaux d'acteurs formés à l'appliquer, permet de faire un état des lieux de la pollution et de la pression sur la faune. Une réévaluation de la situation et de la distance aux seuils (BEE) est prévue par cycles de six ans. Cependant, les objectifs environnementaux concernant les déchets marins ne sont pas encore tous établis pour la DCSMM, car l'état des connaissances n'est pas jugé encore suffisant. Le seuil pourrait être défini selon une zone propre, sans aucun déchet. Ce qui est irréalisable aujourd'hui, les déchets plastiques étant devenus omniprésents dans tous les écosystèmes et compartiments de la biosphère. Les réflexions pour la définition d'un seuil portent donc sur des niveaux compatibles avec la protection des espèces et du milieu. Il s'agit d'éviter absolument d'atteindre des niveaux qui engendreraient des impacts négatifs, voire irréversibles, sur les organismes concernés (zone rouge, figure 1.2.5). Pour la DCSMM, seul un seuil a été proposé, pour l'indicateur « nombre de déchets sur les plages » : alors que les données scientifiques sont insuffisantes pour quantifier les dommages écologiques et socio-économiques, un seuil préventif de 20 déchets/100 m de longueur de plage a été institué. Pour les autres indicateurs, en l'absence de seuils, on attend une baisse statistiquement significative du nombre de déchets observés ou bien de leur pression sur la faune.

14. Le sigle « Helcom » désigne la Commission internationale qui gère la Convention d'Helsinki, visant la protection de l'environnement marin pour la zone de la mer Baltique. Les 9 pays entourant la mer Baltique sont des parties prenantes de la Convention d´Helsinki ainsi que la Commission européenne.

Fulmars et tortues caouannes, bio-indicateurs de la pollution plastique en mer

Le fulmar *Fulmarus glacialis* est une espèce d'oiseau très répandue dans les mers du nord et qui est reconnue pour son comportement d'ingestion de déchets, à tel point qu'elle est considérée comme bio-indicateur dans le cadre de la convention Ospar (figure 1.2.5). Ainsi, les variations temporelles et spatiales des quantités de déchets (majoritairement des plastiques) de taille supérieure à 1 mm extraits du système digestif des individus retrouvés morts témoignent de l'efficacité des mesures de restauration mises en œuvre. L'occurrence d'ingestion de plastiques parmi les fulmars et les quantités retrouvées dans les systèmes digestifs varient effectivement en lien avec les niveaux de pollution sous-régionaux et les efforts mis en œuvre pour réduire les

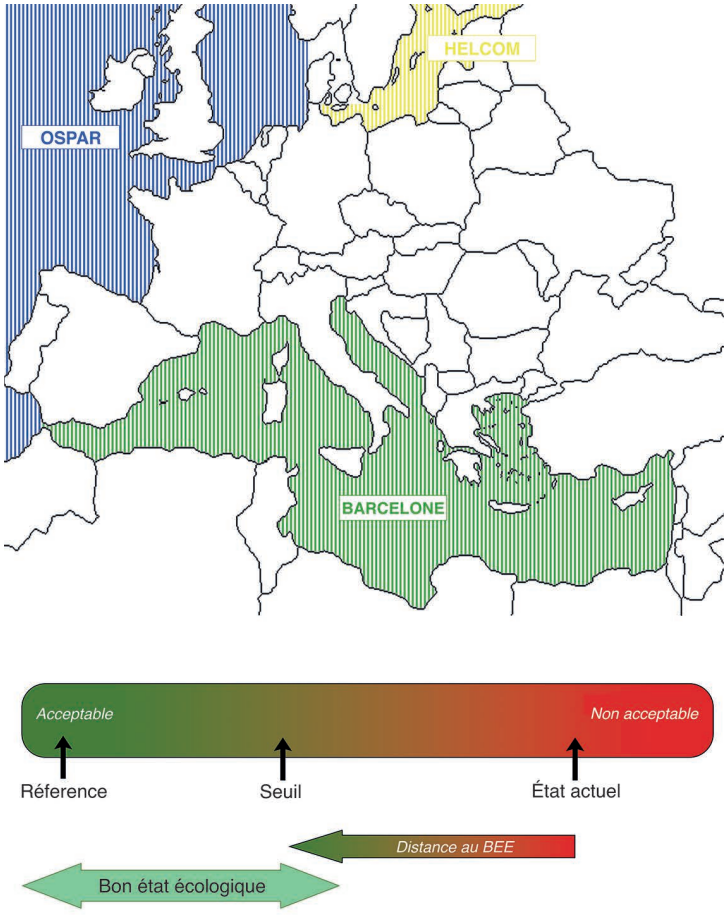

Figure 1.2.5. En haut, délimitation des Conventions des mers régionales Ospar, Helcom et Barcelone. La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » harmonise les efforts des pays membres pour surveiller les impacts des déchets marins et atteindre le bon état écologique. En bas, le bon état écologique est défini par l'absence de dommages sur les organismes. Les objectifs environnementaux visent à diminuer la distance à ce seuil pour rester dans un statut sain et durable (flèches à titre d'exemple). BEE : bon état écologique.

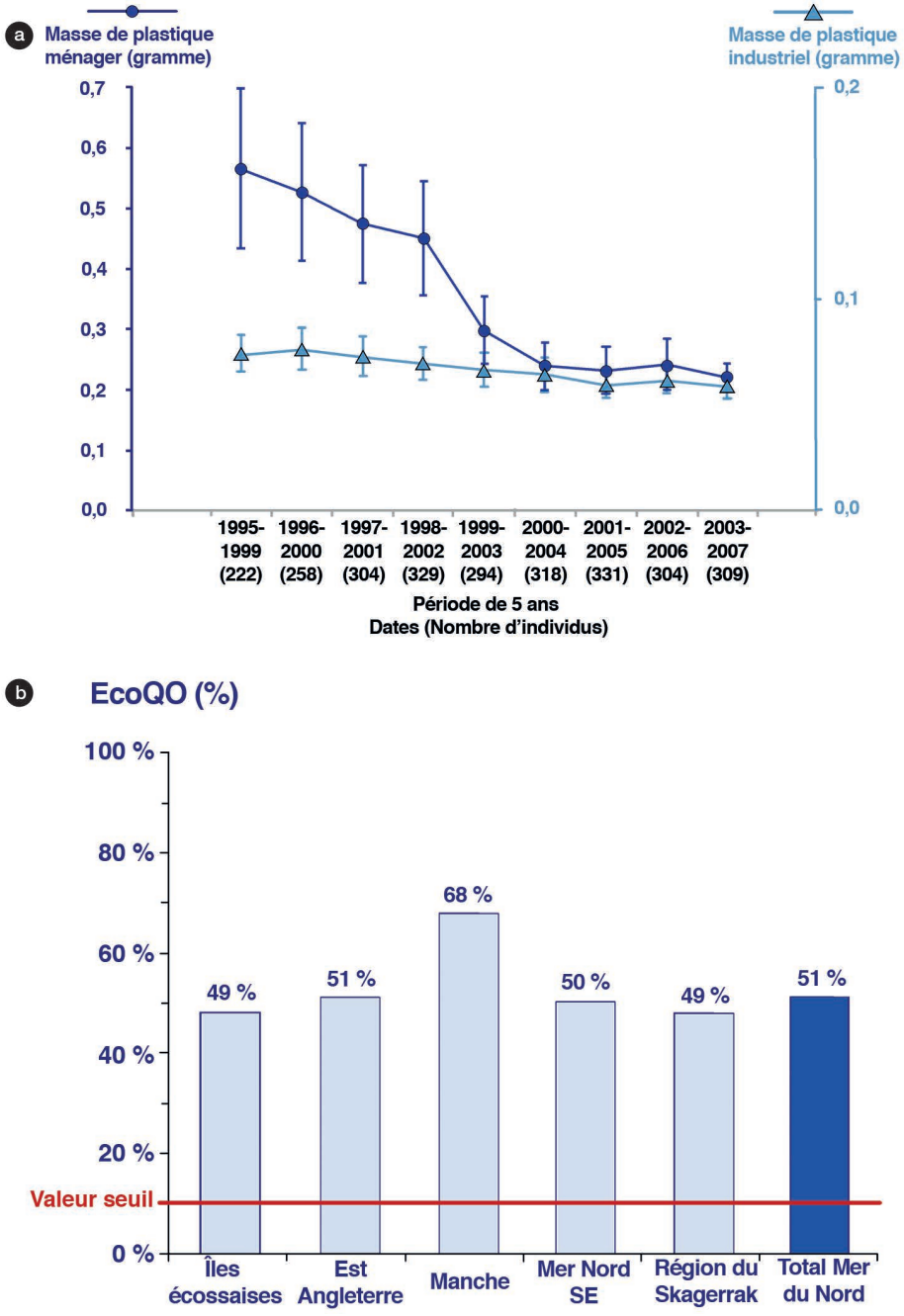

Figure 1.2.6. a) Variations temporelles des quantités de plastiques industriels et ménagers aux Pays-Bas entre 1995 et 2007 - Moyenne quinquennale ± erreur standard pour les deux principales catégories de plastique dans les estomacs des fulmars échoués des Pays-Bas. **b)** Comparaison de l'occurrence (en pourcentage) d'ingestion de plastiques Supérieurs à un mm parmi les fulmars suivis dans les sous-régions de la zone Ospar sur la période 2014-2018. La ligne rouge correspond au seuil réglementaire de bon état écologique.

rejets de plastiques industriels et des consommateurs (figure 1.2.6). L'objectif de qualité écologique (EcoQO, l'équivalent du BEE de la DCSMM) est défini ainsi : « Il doit y avoir moins de 10 % de fulmars boréaux contenant plus de 0,1 g de particules de plastique dans les systèmes digestifs de 50 à 100 fulmars échoués sur les plages sur une période d'au moins cinq ans. » Le bio-indicateur Fulmar a récemment été intégré dans la DCSMM où une méthodologie d'évaluation d'un seuil a été proposée (van Franeker *et al.*, 2021). Elle s'appuie sur une zone de l'Arctique canadien, quasi vierge de déchets marins, où 10,1 % des fulmars dépassent le niveau de 0,1 g de plastique ingéré qui correspond à l'EcoQO qui avait été proposé arbitrairement. Toutefois, ce seuil de 10 % reste encore largement dépassé aujourd'hui. Les données collectées entre 2012 et 2016 montrent que ce seuil n'est atteint dans aucune des sous-régions en mer du Nord. Sur 51 fulmars, 95 % ont ingéré du plastique, en moyenne 31 particules ou 0,28 g par individu. Les fréquences d'occurrence varient de 50 % dans le Skagerrak à 75 % dans la Manche, et ce n'est que dans l'Arctique canadien que les niveaux d'ingestion de plastique se rapprochent vraiment de l'EcoQO. Cependant, les analyses temporelles considérant les données depuis 2007 montrent une réduction significative de la masse de plastique ingérée ainsi que du pourcentage d'oiseaux contenant plus de 0,1 g de plastique dans leur système digestif, et cela dans chacune des 5 sous-régions de la zone Ospar[15].

Comme le fulmar est absent de Méditerranée, c'est la tortue caouanne *Caretta caretta* qui est employée comme bio-indicateur pour la surveillance des plastiques pour la DCSMM et dans les zones des conventions Ospar et Barcelone. Une centaine d'institutions, composée de laboratoires vétérinaires, centres de soins, réseaux d'échouage et laboratoires de recherche, a été formée pour appliquer un protocole détaillant les procédures de collecte de données standards sur la présence, sur la masse sèche, sur les caractéristiques, sur la taille et sur la couleur des plastiques dans le système digestif des tortues retrouvées mortes. Entre 2013 et 2018, 59 % des tortues autopsiées (802 individus) avaient ingéré des plastiques de plus de 1 mm (Darmon *et al.*, 2022). Si le seuil de bon état écologique n'est pas encore précisé, sa définition pour la DCSMM (décision 2017/848) correspond à « une quantité de déchets qui n'affecte pas négativement la santé de l'espèce concernée ». L'impact de l'ingestion de déchets sur la santé des individus n'est pas facile à établir, ce qui serait nécessaire pour la bio-indication, et l'état des connaissances permet actuellement de bien renseigner la pression. Les mortalités causées par l'ingestion de déchets ne sont certifiées qu'en cas d'occlusion ou de perforation digestive (14 cas sur 802 autopsies). De même, peu de données ont pu être collectées sur les paramètres de santé *ante mortem*, ce qui réduit la puissance des tests statistiques pour tester le lien entre l'ingestion de déchets et, par exemple, la taille ou la masse des tortues, leurs réserves graisseuses ou la sévérité de leurs blessures. Les plastiques représentent en moyenne 39 % de la masse des matières ingérées, ce qui pourrait empêcher les individus de capitaliser assez d'énergie pour atteindre la même capacité reproductive que les individus qui n'ingèrent pas de déchets (Marn *et al.*, 2020). Les données collectées sur le bio-indicateur « tortue caouanne » n'offrent pas encore le recul nécessaire pour évaluer les tendances temporelles. Si les mesures visant l'interdiction des plastiques à usage unique sont mises en application, les quan-

15. Ospar Assessment, Environmental impacts of human activities, Marine litter, Plastic Particles in Fulmar Stomachs in the North Sea. https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/committee-assessments/human-activities/marine-litter/plastic-particles-in-fulmar-stomachs-north-sea/

tités de déchets ingérés par les tortues caouannes devraient diminuer étant donné que les plastiques issus de la restauration à emporter font partie des déchets les plus couramment retrouvés dans les systèmes digestifs des individus autopsiés.

Développement de nouveaux bio-indicateurs : un défi pour les microplastiques et les nanoplastiques

L'ingestion de plastiques n'est pas la seule interaction entre déchets et faune sauvage. Plusieurs bio-indicateurs sont en cours de développement pour la DCSMM, notamment liés à l'enchevêtrement dans les déchets flottants de tortues marines, oiseaux marins et phoques communs (critère D10C4). L'enchevêtrement peut causer, en plus de mortalités directes, des impacts majeurs sur la santé des individus du fait d'une diminution de la capacité à se mouvoir, s'alimenter ou survivre (voir partie 2, chapitre 2, p. 96-101). Un enjeu majeur de la pollution plastique est aussi lié à la fragmentation en particules plus petites, ce qui accentue les risques d'ingestion de micro- et nanoplastiques, qui peuvent traverser la barrière cutanée des organes avec des conséquences neurologiques et physiologiques. La détection de ces très petites particules requiert des moyens techniques importants. Un protocole est en cours de développement pour évaluer les quantités de microplastiques (300 µm à 5 mm) ingérées par les poissons marins (bio-indicateur pour le critère D10C3 de la DCSMM).

Déjà utilisés comme bio-indicateurs (pollutions en métaux, hydrocarbures et pesticides) dans des programmes nationaux (Rocch et Rinbio en France, Mussel Watch aux États-Unis), les bivalves tels que moules et clams sont également de potentielles sentinelles de la pollution en micro- et nanoplastiques. Ces espèces abondantes et sédentaires ont généralement une large répartition géographique, une bonne tolérance aux polluants et une activité de filtration d'un grand volume d'eau permettant de bioaccumuler des particules plastiques dans leurs tissus, notamment pour les gammes de tailles réduites (< 1 mm). La caractérisation précise des processus d'ingestion, de rétention et de rejet de microplastiques par les bivalves est encore en cours, mais les premières études révèlent une relation proportionnelle entre la concentration de l'environnement et celle des tissus chez certaines espèces, comme *Mytilus edulis* (Qu *et al.*, 2018). Aucun seuil affectant l'état de santé n'est pour le moment défini, néanmoins il a été reporté de fortes proportions de microplastiques accumulés dans les tissus de moules, avec une grande variabilité en fonction des zones géographiques. Les plus hautes valeurs viennent de moules méditerranéennes (*Mytilus galloprovincialis*) des côtes catalanes (19 microplastiques/individu), ce qui correspond à une exposition moyenne supérieure à 8 000 microplastiques/an/adulte, pour des particules de taille de 20 µm ou plus (Expósito *et al.*, 2022).

Ailleurs en mer et jusque dans les eaux douces

Dans son plan d'action « Zéro plastique en mer d'ici 2025 », le ministère de l'Aménagement et de la Transition écologique met en place une stratégie pour acquérir des connaissances sur les voies de transfert des déchets depuis leurs sources jusqu'aux mers. Toutefois, il n'existe pas à ce jour de programme de surveillance des déchets plastiques dans les eaux continentales, à part quelques rares actions ponctuelles (par exemple, projet Plastic-Rhône de la Compagnie nationale du Rhône). À l'échelle européenne, la directive cadre sur l'eau (DCE), qui vise à restaurer un bon état écologique des eaux

continentales, s'appuie certes sur plusieurs indicateurs de qualité des eaux, tels que l'indice « invertébrés multimétriques » fondé sur la présence de macro-invertébrés benthiques ou bien l'indice « poissons rivières » pour mesurer la diversité spécifique des rivières. Toutefois, bien qu'elle coordonne aussi une surveillance rigoureuse des pollutions des métaux lourds (mercure, cadmium, plomb, métal), pesticides, hydrocarbures ou composés organiques comme les perfluoroalkyles (PFAS), par exemple, elle n'intègre pas à ce jour de suivi des pollutions par les déchets plastiques. Pourtant, les modèles de distribution des déchets montrent que la très grande majorité des déchets provient des environnements continentaux et y reste bloquée bien avant d'atteindre les mers (Meijer *et al.*, 2021). Les études sur les plastiques en eaux douces sont en plein développement (par exemple, projet MacroPlast sur la Seine porté par le Leesu ; projet RedPlast66 sur le bassin versant de la Têt porté par le laboratoire Cefrem-UPVD et l'association Citeco66 ; étude Plastilac portée par l'association Aqualti, réalisée en collaboration avec l'université Savoie Mont-Blanc et l'université Paris Est Créteil pour les lacs d'altitude, et l'étude PlastiGar menée par des laboratoires de l'université Paul-Sabatier de Toulouse sur la pollution plastique de la Garonne) et apportent des connaissances nécessaires sur les flux de déchets plastiques dans ces environnements et sur leurs impacts sur la biodiversité de ces milieux continentaux.

Conclusion

Compte tenu des fuites de plastiques dans l'environnement tout au long de leur cycle de vie, de leur fragmentation en micro-, puis en nanoplastiques et de leur transport sur de longues distances, les plastiques sont omniprésents dans l'environnement et aucune partie du globe ne semble épargnée par cette pollution, même les plus reculées comme l'Antarctique ou les zones protégées en montagne.

La grande variété de plastiques et la connaissance encore très partielle de leur cycle global expliquent la difficulté à rendre compte de leur devenir et des quantités de plastiques accumulés dans l'environnement depuis leur invention. Toutefois, l'amplification des recherches et les méthodes développées depuis une dizaine d'années, ainsi que la compilation des données historiques de production de plastiques et de déchets, permettent d'en donner une estimation assez réaliste.

Ainsi, les modèles du cycle global du plastique de Sonke *et al.* (2022) évaluent que, sur les 8,3 milliards de tonnes de polymères plastiques produits depuis 1950, seulement 31 % sont encore utilisés, des quantités considérables résident très probablement sous forme de déchets sur terre (42 %), dans les sédiments du plateau continental (1,4 %), sur les plages (0,02 %) et, à la suite des émissions marines, dans le bassin de surface terrestre éloigné (0,34 %) ou dans l'océan profond (1 %, soit 82 millions de tonnes). Les projections réalisées à partir de ce modèle montrent que, même en cas de réduction drastique de la production et des rejets, la pollution augmenterait encore d'un facteur 4 d'ici 2050 en raison d'une mobilisation future du réservoir terrestre de déchets plastiques (3,5 milliards de tonnes). Ce modèle met en évidence la reconstitution des réservoirs de macroplastiques et de microplastiques grossiers (> 0,3 mm et < 5 mm) sur des échelles de temps centenaires, tandis que les petits microplastiques (< 0,3 mm) continueront de circuler dans l'air, dans le sol et dans les océans de surface pendant des millénaires.

Les plastiques se décomposent plus ou moins vite mais inexorablement en particules de plus en plus petites, jusqu'à l'échelle du nanomètre. Un sac plastique, par exemple, pourrait se fragmenter en un million de milliards (10^{15}) de nanoplastiques au regard de sa quantité de matière initiale. Or, ces nanoparticules sont potentiellement les plus dangereuses pour le vivant car elles sont susceptibles de franchir les membranes biologiques et de pénétrer dans l'ensemble des cellules de l'organisme (phénomène de translocation), mais également de se transmettre tout au long de la chaîne alimentaire et de toucher ainsi l'ensemble du vivant, depuis les producteurs primaires jusqu'aux grands carnivores. Il est donc nécessaire de mieux comprendre les mécanismes de fragmentation des plastiques pour pouvoir évaluer les concentrations de particules de chaque classe de tailles et leurs impacts sur les écosystèmes et la biodiversité.

La quantité de plastique produite à ce jour constitue un immense réservoir pour la pollution future. Lorsque l'on arrive à l'échelle nanométrique, il est trop tard pour agir. Pour limiter cette pollution devenue incontrôlable, il est urgent de réduire significativement les émissions dans l'environnement et d'assainir les vastes réserves terrestres de plastiques afin d'endiguer leur dispersion dans nos écosystèmes pendant des centaines, voire des milliers d'années.

Références

Arp H.-P.-H., Kühnel D., Rummel C., MacLeod M., Potthoff A., Reichelt S., Rojo-Nieto E., Schmitt-Jansen M., Sonnenberg J., Toorman E., Jahnke A., 2021. Weathering plastics as a planetary boundary threat: exposure, fate, and hazards. *Environmental Science & Technology*, 1, 55 (11), 7246-7255, https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01512

Aynard A., Courrèges C., Jiménez-Lamana J., Raad A., Miqueu C., Grassl B., Reynaud S., 2023. Trace metal sorption on nanoplastics: An innovative analytical approach combining surface analysis and mass spectrometry techniques. *Environmental Pollution*, 121229, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121229

Baztan J., Jorgensen B., Carney Almroth B., Bergmann M., Farrelly T., Muncke J., Syberg K., Thompson R., Boucher J., Olsen T., Álava J.-J., Aragaw T. A., Bailly D., Jain A., Bartolotta J., Castillo A., Collins T., Cordier M., De-Falco F., Deeney M., Fernandez M., Gall S., Gammage T., Ghiglione J.-F., Gündoğdu S., Hansen T., Issifu I., Knoblauch D., Wang M., Kvale K., Monsaingeon B., Moon S., Morales-Caselles C., Reynaud S., Rodríguez-Seijo A., Stoett P., Varea R., Velis C., Villarrubia-Gómez P., Wagner M., 2024. Primary plastic polymers: Urgently needed upstream reduction. *Cambridge Prisms: Plastics*, 2, e7, 1-2, https://doi.org/10.1017/plc.2024.8

Büks F., Kaupenjohann M., 2020. Global concentrations of microplastic in soils, a review. *Soil Discussions*, 1-26, https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020

Cabernard L., Pfister S., 2022. Hotspots of mining-related biodiversity loss in global supply chains and the potential for reduction through renewable electricity. *Environmental Science & Technology*, 15, 56 (22), 16357-16368, https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04003

Carpenter E. J., Smith K. L., 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175, 1240-1241, https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240

Castro-Jiménez J., González-Fernández D., Fornier M., Schmidt N., Sempéré R., 2019. Macro-litter in surface waters from the Rhone River: plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 60-66, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.067

Charlton-Howard H.-S., 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, 131090, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131090

Colombini G., Rumpel C., Houot S., Biron P., Dignac M. F., 2022. A long-term field experiment confirms the necessity of improving biowaste sorting to decrease coarse microplastic inputs in compost amended soils. *Environmental Pollution*, 315, 120369, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120369

Colombini G., Senouci F., Rumpel C., Houot S., Biron P., Felbacq A., Dignac M. F., 2024. Coarse microplastic accumulation patterns in agricultural soils during two decades of different urban composts application. *Environmental Pollution*, 363, 125076, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125076

Constant M., Ludwig W., Kerhervé P., Sola J., Charrière B., Sanchez-Vidal A., Canals M., Heussner S., 2020. Microplastic fluxes in a large and a small Mediterranean river catchments: The Têt and the Rhône, Northwestern Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 716, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136984

Cusworth S. J., Davies W. J., McAinsh M. R., Gregory A. S., Storkey J., Stevens C. J., 2024. Agricultural fertilisers contribute substantially to microplastic concentrations in UK soils. *Communications Earth & Environment*, 5 (1), 7, https://doi.org/10.1038/s43247-023-01172-y

Darmon G., Schulz M., Matiddi M., Loza A. L., Tomás J., Camedda A., Chaieb O., El Hili H. A., Bradai M. N., Bray L., Claro F., Dellinger T., Dell'Amico F., de Lucia G. A., Duncan E. M., Gambaiani D., Godley B., Kaberi H., Kaska Y., Martin J, Moreira C., Ostiategui P., Pham C. K., Piermarini R., Revuelta O., Rodríguez Y., Silvestri C., Snape R., Sozbilen D., Tsangaris C., Vale M., Vandeperre F., Miaud C., 2022. Drivers of litter ingestion by sea turtles : Three decades of empirical data collected in Atlantic Europe and the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 185(B), 114364, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114364

Desforges J.-P. W., Galbraith M., Ross P. S., 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69 (3), 320-330, https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5

Elhacham E., Ben-Uri L., Grozovski J., Bar-On Y. M., Ron M., 2020. Global human-made mass exceeds all living biomass. *Nature*, 588, 442-444, https://doi.org/10.1038/s41586-020-3010-5

El Hadri H., Gigault J., Mounicou S., Grassl B., Reynaud S., 2020. Trace element distribution in marine microplastics using laser ablation-ICP-MS. *Marine Pollution Bulletin*, 160111716, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111716

Eriksen M., Cowger W., Erdle L. M., Coffin S., Villarrubia-Gómez P., Moore C. J., Carpentier E. J., Day R. H., Thiel M., Wilcox C., 2023. A growing plastic smog, now estimated to be over 170 trillion plastic particles afloat in the world's oceans. Urgent solutions required. *PLOS One*, 18 (3), https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0281596

European Commission (Joint Research Centre), 2020. A European threshold value and assessment method for macro litter on the coastlines, https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/202009185110.pdf

Expósito N., Rovira J., Sierra J., Gimenez G., Domingo J.-L., Schuhmacher M., 2022. Levels of microplastics and their characteristics in molluscs from North-West Mediterranean Sea: Human intake. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113843, https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2022.113843

FAO, 2021. Assessment of agricultural plastics and their sustainability. A call for action. Rome, https://doi.org/10.4060/cb7856en

Gewert B., Plassmann M. M., MacLeod M., 2015. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17 (9), 1513-1521, https://doi.org/10.1039/C5EM00207A

Geyer R., 2020. Production, use, and fate of synthetic polymers, *in* Letcher T. M. (ed.), *Plastic Waste and Recycling*, 13-32, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00002-5

Geyer R., Jambeck J. R., Law K. L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3 (7), https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782

Guo J. J., Huang X. P., Xiang L., Wang Y. Z., Li Y. W., Li H., Cai Q. Y., Mo C. H., Wong M. H., 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, 137, 105263, https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263

Jambeck J. R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T. R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K. L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347 (6223), 768-771, https://www.science.org/doi/10.1126/science.1260352

Karali N., Khanna N., Shah N., 2024. Climate impact of primary plastic production, Lawrence Berkeley National Laboratory, https://escholarship.org/uc/item/6cc1g99q

Kerhervé P., Preuvost M., Laverre M., Soulat N., Malafosse E., 2023. Réduction des déchets plastiques sur le littoral : une approche locale à l'échelle des Pyrénées-Orientales — Projet RedPlast66, Fondation de France — Rapport scientifique final (2019-2022), 62 p.

Landebrit L., Sanchez R., Soccalingame L., Palazot M., Kedzierski M., Bruzeau S., Albignac M., Ludwig W., Ghiglione J.-F., Ter Halle A., 2024. Small microplastics have much higher mass concentrations than large microplastics at the surface of nine major European rivers. *Environmental Science and Pollution Research*, https://doi.org/10.1007/s11356-024-34486-1

Landrigan P.-J., Raps H., Cropper M., Bald C., Brunner M., Canonizado E.-M., Charles D., Chiles T.-C., Donohue M.-J., Enck J., Fenichel P., Fleming L.-E., Ferrier-Pages C., Fordham R., Gozt A., Griffin C., Hahn M.-E., Haryanto B., Hixson R., Ianelli H., James B.-D., Kumar P., Laborde A., Law K.-L., Martin K., Mu J., Mulders Y., Mustapha A., Niu J., Pahl S., Park Y., Pedrotti M.-L., Pitt J.-A., Ruchirawat M., Seewoo B.-J., Spring M., Stegeman J.-J., Suk W., Symeonides C., Takada H., Thompson R.-C., Vicini A., Wang Z., Whitman E., Wirth D., Wolff M., Yousuf A.-K., Dunlop S., 2023. The Minderoo-Monaco Commission on Plastics and Human Health. *Annals of Global Health*, 21, 89 (1), 23, https://doi.org/10.5334/aogh.4056

Laverre M., Kerhervé P., Constant M., Weiss L., Charrière B., Stezler M., Gonzales-Fernandez D., Ludwig W., 2023. Heavy rains control the floating riverine Macroplastic inputs into the Sea from coastal Mediterranean rivers: a case study on the Tet River. *Science of the Total Environment*, 877, 162733, http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162733

Lebreton L., Slat B., Ferrari F., Sainte-Rose B., Aitken J., Marthouse R., Hajbane S., Cunsolo S., Schwarz A., Levivier A., Noble K., Debeljak P., Maral H., Schoeneich-Argent R., Brambini R., Reisser J., 2018. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports*, 8, 4666, https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w

Lebreton L. C., van der Zwet Damsteeg J. W., Slat B., Andrady A., Reisser J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 1-10, https://doi.org/10.1038/ncomms15611

Leistenschneider D., Wolinski A., Cheng J., Ter Halle A., Duflos G., Huvet A., Paul-Pont I., Lartaud F., Galgani F., Lavergne É., Meistertzheim A.-L., Ghiglione J.-F., 2023. A critical review on the evaluation of toxicity and ecological risk assessment of plastics in the marine environment. *The Science of the Total Environment*, 20 ,896, 164955, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164955

Lofty J., Muhawenimana V., Wilson C. A. M. E., Ouro P., 2022. Microplastics removal from a primary settler tank in a wastewater treatment plant and estimations of contamination onto European agricultural land via sewage sludge recycling. *Environmental Pollution*, 304, 119198, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119198

Manullang E.-F.-M., 2020. Mempertanyakan pancasila sebagai grundnorm : suatu refleksi kritis dalam perspektif fondasionalisme, *Jurnal Hukum & Pembangunan*, 50 (2), 1, https://doi.org/10.21143/jhp.vol50.no2.2584

Margenat H., Guasch H., Le Roux G., Vila-Gispert A., Cornejo D., Chouache L., Martí E., Sonke J. E., Belgacem El Zrelli R., Laffont L., Hansson S. V., 2024. Distinct dynamics in mountain watersheds: Exploring mercury and microplastic pollution. Unraveling the influence of atmospheric deposition, human activities, and hydrology. *Environmental Research*, 242, 117760, https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117760

Marn N., Jusup M., Kooijman S. A. L. M., Klanjscek T., 2020. Quantifying impacts of plastic debris on marine wildlife identifies ecological breakpoints. *Ecology Letters*, 23, 1479-1487, https://doi.org/10.1111/ele.13574

Materić D., Holzinger R., Niemann H., 2022a. Nanoplastics and ultrafine microplastic in the Dutch Wadden Sea — The hidden plastics debris?. *Science of the Total Environment*, 846, 157371, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157371

Materić D., Kasper-Giebl A., Kau D., Anten M., Greilinger M., Ludewig E., van Sebille E., Röckmann T., Holzinger R., 2020. Micro- and nanoplastics in Alpine snow: A new method for chemical identification and (semi)quantification in the nanogram range. *Environmental Science & Technology*, 54 (4), 2353-2359, https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b07540

Materić D., Kjær H. A., Vallelonga P., Tison J.-L., Röckmann T., Holzinger R., 2022b. Nanoplastics measurements in Northern and Southern polar ice. *Environmental Research*, 208, 112741, https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112741

Materić D., Peacock M., Dean J., Futter M., Maximov T., Moldan F., Röckmann T., Holzinger R., 2022c. Presence of nanoplastics in rural and remote surface waters. *Environmental Research Letters*, 17 (5), 054036, https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac68f7

Meijer L., van Emmerick T., van der Ent R., Schmidt C., Lebreton L., 2021. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances,* 7, 18, eaaz5803, https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803

Nizzetto L., Futter M., Langaas S., 2016. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?. *Environmental Science & Technology*, 50 (20), 10777-10779, https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140

Philip L., Le Picard M., Lavergne E., Bourgain P., Sabard B., Troublé R., Meistertzheim A. L., Ludwig W., Ter Halle A., Lacroix C., Ghiglione J.-F. (soumis le 16 janvier 2024). Comparison of the macro-, meso- and microplastic pollution in French riverbanks and beaches using citizen science with schoolchildren. Submitted to *Environmental Science and Pollution Research*, https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3870685/v1

Prunier J., Maurice L., Perez E., Gigault J., Pierson Wickmann A.-C., Davranche M., Halle A. T., 2019. Trace metals in polyethylene debris from the North Atlantic subtropical gyre. *Environmental Pollution*, 245, 371-379, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.043

Qu X., Lei S., Hengxiang L., Mingzhong L., Huahong S., 2018. Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of the Total Environment*, 621, 679-686, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.284

Rillig M. C., 2012. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?. *Environmental Science and Technology*, 46 (12), 6453-6454, https://doi.org/10.1021/es302011r

Sonke J. E., Koenig A. M., Yakovenko N., Hagelskjær O., Margenat H., Hansson S. V., De Vleeschouwer F., Magand O., Le Roux G., Thomas J. L., 2022. A mass budget and box model of global plastics cycling, degradation and dispersal in the land-ocean-atmosphere system. *Microplastics and Nanoplastics*, 2, 28, https://doi.org/10.1186/s43591-022-00048-w

Stratmann C. N., Dris R., Gasperi J., Buschman F. A., Markus A. A., Guerin S., Vethaak A. D., Tassin B., 2024. Monitoring microplastics in the Seine River in the Greater Paris area. *Frontiers in Earth Science*, 12, 1386547, http://dx.doi.org/10.3389/feart.2024.1386547

Stubbins A., Law K.-L., Muñoz S.-E., Bianchi T.-S., Zhu L., 2021. Plastics in the Earth system. *Science*, 2 (373), 6550, 51-55, https://doi.org/10.1126/science.abb0354

Sullivan G. L., Gallardo J. D., Jones E. W., Hollliman P. J., Watson T. M., Sarp S., 2020. Detection of trace sub-micron (nano) plastics in water samples using pyrolysis-gas chromatography time of flight mass spectrometry (PY-GCToF). *Chemosphere*, 249, 126179, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126179

van Franeker J. A., Kühn S., Anker-Nilssen T., Edwards E. W. J., Gallien F., Guse N., Kakkonen J. E., Mallory M. L., Miles W., Olsen K. O., Pedersen J., Provencher J., Roos M., Stienen E., Turner D. M., van Loon W. M. G. M., 2021. New tools to evaluate plastic ingestion by northern fulmars applied to North Sea monitoring data 2002-2018. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112246, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112246

Wagner M., Monclús L., Arp H. P. H., Groh K. J., Løseth M. E., Muncke J., Wang Z., Wolf R., Zimmermann L., 2024. State of the science on plastic chemicals — Identifying and addressing chemicals and polymers of concern, https://doi.org/10.5281/zenodo.10701706

Watteau F., Dignac M. F., Bouchard A., Revallier A., Houot S., 2018. Microplastic detection in soil amended with municipal solid waste composts as revealed by transmission electronic microscopy and pyrolysis/GC/MS. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2, 81, https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00081

Weber C. J., Santowski A., Chifflard P., 2022. Investigating the dispersal of macro-and microplastics on agricultural fields 30 years after sewage sludge application. *Scientific Reports*, 12 (1), 6401, https://doi.org/10.1038/s41598-022-10294-w

Weiss L., Ludwig W., Heussner S., Canals M., Ghiglione J.-F., Estournel C., Constant M., Kerhervé K., 2021. The missing ocean plastic sink: gone with the rivers. *Science*, 373, 107-111, https://doi.org/10.1126/science.abe0290

Wibuloutai J., Thongkum W., Khiewkhern S., Thunyasirinon C., Prathumchai N., 2023. Microplastics and nanoplastics contamination in raw and treated water. *Water Supply*, 23 (6), 2267-2282, https://doi.org/10.2166/ws.2023.116

Wong C. S., Green D. R., Cretney W. J., 1974. Quantitative tar and plastic waste distributions in the Pacific Ocean. *Nature*, 247 (5435), 30-32.

Xu Y., Ou Q., Jiao M., Liu G., van der Hoek J. P., 2022. Identification and quantification of nanoplastics in surface water and groundwater by pyrolysis gas chromatography-mass spectrometry. *Environmental Science & Technology*, 56 (8), 4988-4997, https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07377

Zhou J., Jia R., Brown R. W., Yang Y., Zeng Z., Jones D. L., Zang H., 2023. The long-term uncertainty of biodegradable mulch film residues and associated microplastics pollution on plant-soil health. *Journal of Hazardous Materials*, 442, 130055, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130055

Zhou X. X., Hao L. T., Wang H. Y., Li Y. J., Liu J. F., 2019. Cloud-point extraction combined with thermal degradation for nanoplastic analysis using pyrolysis gas chromatography-mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 91 (3), 1785-1790, https://doi.org/10.1021/acs.analchem.8b04729

Partie 2

Les conséquences sur les organismes

Introduction

La vaste question de l'impact de la pollution plastique sur les organismes est à considérer sur l'ensemble du cycle de vie du plastique. En effet, toutes les étapes contribuent à divers titres à la pollution, à la toxicité des plastiques et à l'émission de gaz à effets de serre, depuis l'extraction des matières premières pour sa fabrication jusqu'à sa fin de vie sous forme de déchets, y compris pendant la production des polymères et l'utilisation des plastiques. Si on se focalise sur la toxicité associée au plastique lui-même, il importe de préciser que celle-ci repose sur deux dimensions principales : une dimension physique, liée à l'objet plastique lui-même ou aux fragments qui en sont issus, et une dimension chimique.

Dans la partie 1, la circulation des plastiques à travers et entre les différents compartiments continentaux et océaniques du globe a été présentée. On peut retenir en particulier l'ubiquité de la pollution plastique, qu'elle soit sous forme de macro-, de micro- ou de nanoplastiques, la multiplicité des sources et un flux des continents vers les océans. La pollution plastique est étudiée depuis plus de 50 ans, mais il est un compartiment qui n'est considéré que depuis une dizaine d'années, les sols. Alors même que les sols sont le support majeur de la production agricole qui assure notre propre subsistance, ils sont paradoxalement très exposés à la présence de plastiques. Dans cette partie, les impacts sur les organismes seront d'abord présentés pour les organismes continentaux, avant de s'attacher au compartiment marin, étudié depuis plus longtemps. Devant l'ampleur du nombre d'organismes concernés, nous avons choisi d'illustrer cet ouvrage avec des écosystèmes et espèces clés ou particulièrement représentatifs, les processus étant généralement transposables à l'ensemble des compartiments environnementaux et à la biodiversité associée.

Pour l'environnement continental, nous aurons une présentation des impacts sur la flore et sur les organismes vivants dans les sols, ainsi que sur la faune des eaux continentales.

Pour l'environnement marin, seront successivement abordés les oiseaux, les poissons, les tortues marines et les organismes ingénieurs, tels que les bivalves et les coraux. Une cinquième section traitera de la question des enchevêtrements sans cibler de groupes spécifiques.

Si on s'attache tout d'abord à la dimension physique des plastiques, les plus gros déchets, tels que les filets fantômes (des filets de pêches perdus ou abandonnés), ont une capacité d'emmêlement ou d'étranglement des organismes (essentiellement aquatiques comme les tortues ou les phoques, ou vivant à proximité comme certains oiseaux), avec pour conséquence une diminution de leur valeur sélective[16] qui peut aller jusqu'à la mort.

16. La valeur sélective d'un individu décrit sa capacité à se reproduire avec succès et peut être mesuré par la proportion de sa progéniture qui atteint la maturité sexuelle.

Les macrodéchets de taille inférieure, comme les sacs plastiques, peuvent être confondus avec d'autres organismes, potentiellement des proies, et ingérés par erreur. Cela a été observé en particulier dans l'environnement aquatique chez certains mammifères marins et des tortues marines.

Nous avons vu précédemment que les fragments de petites tailles sont beaucoup plus nombreux que les macroplastiques et sont plus facilement et plus souvent ingérés par les organismes, aussi bien aquatiques que terrestres. Il a été montré expérimentalement que tous les organismes sont capables d'ingérer des fragments de plastiques tant que leurs tailles sont proches de celles de leurs proies potentielles. Ainsi, dans l'environnement aquatique, les mammifères et oiseaux ingèrent des fragments de l'ordre de plusieurs centimètres ou millimètres, et les poissons ingèrent des fragments de plusieurs millimètres ou inframillimétriques. Les organismes filtreurs, tels que les mollusques bivalves, ingèrent quant à eux des fragments micrométriques, et le zooplancton, des microplastiques de taille maximale de l'ordre de 10-20 µm. Dans le milieu terrestre, l'ingestion de microplastiques a été documentée chez les collemboles et les vers de terre. Ces derniers ingèrent des microplastiques dont la taille est en grande majorité inférieure à 50 µm. Un article récent rapporte la présence de microplastiques dans les fèces de quatre espèces de petits mammifères (hérisson, campagnol, souris et rat) sur les 7 espèces testées (Thrift *et al.*, 2022). Si, dans la plupart des cas, le temps de résidence des fragments est relativement court avec une égestion rapide, de l'ordre de quelques heures, l'exposition aux plastiques est, quant à elle, permanente en raison de leur abondance dans l'environnement.

Cette exposition continue à des microplastiques peut avoir des effets toxiques liés, par exemple, à des altérations physiques ou via des perturbations de la flore intestinale (le microbiote) qui peuvent conduire à des effets sur la croissance (malnutrition et/ou fausse satiété).

À cette exposition par voie alimentaire, il faut ajouter pour les organismes aériens une contamination par l'air respiré. En effet, la découverte récente de microplastiques dans l'atmosphère a conduit à chercher leur présence dans les poumons. En lien direct avec la taille micrométrique des particules trouvées dans l'air, la taille des particules observées dans les poumons est de l'ordre d'un à quelques micromètres (µm).

Si les travaux de recherche ont jusqu'à présent essentiellement considéré les fragments plastiques dont la taille était supérieure au micromètre, il existe cependant, comme évoqué en partie 1, aussi des fragments de taille inférieure, les nanoplastiques. La toxicité physique de ces particules reste imparfaitement comprise, mais elle est probablement d'une autre nature que celle des microplastiques. En effet, en raison de leur petite taille, les nanoplastiques peuvent pénétrer les tissus et probablement passer au travers de la barrière intestinale pour diffuser dans l'organisme. La limite de taille précise à partir de laquelle ce passage dans l'organisme est rendu possible n'est actuellement pas clairement identifiée. Cependant, des expériences menées sur des cellules en culture montrent que des nanoplastiques altèrent la fonction et la fonctionnalité des mitochondries dans plusieurs types cellulaires, peut-être en raison de leur interaction directe avec ces organites.

À cette dimension physique, s'ajoute une dimension chimique, puisque, comme nous l'avons vu dans la partie 1, plus de 16 000 molécules chimiques entrent dans la

composition de l'ensemble des plastiques, dont environ 3 000 sont connues pour leur toxicité et une grosse moitié pour laquelle aucune information robuste sur leur toxicité n'est encore disponible.

Cette partie est destinée à aborder ces deux dimensions, physique et chimique, des impacts des plastiques dans l'environnement et à illustrer la grande variété de leurs effets au travers de plusieurs exemples d'organismes continentaux et marins.

Chapitre 1

Impacts sur les organismes continentaux

Camille Larue, Franck Gilbert, Gaëlle Darmon et Claude Miaud

⏩ Interactions entre particules plastiques et plantes terrestres

Camille Larue

En raison de la contamination ubiquiste par des particules plastiques dans l'environnement terrestre, il est primordial de s'intéresser à leurs interactions avec les plantes et notamment avec les plantes cultivées. En effet, une étude récente de l'Ademe (Palazot *et al.*, 2023) a montré que les sols agricoles sont particulièrement concernés par cette pollution ; les plantes représentent ainsi le premier maillon d'une chaîne alimentaire remontant jusqu'à l'Homme.

En 2020, une première revue de la littérature faisait état de moins d'une vingtaine d'articles publiés sur le sujet (Larue *et al.*, 2021). Quelques années plus tard, les recherches ont pris énormément d'ampleur avec, aujourd'hui, un peu plus d'une centaine d'articles (Zantis *et al.*, 2023 ; Jia *et al.*, 2024). Malgré cela, il n'y a toujours pas de consensus au sein de la communauté scientifique concernant le degré de risques liés à la dissémination de ces matériaux pour les plantes. Une des raisons qui peuvent expliquer le manque de consensus est la complexité des scénarios d'exposition qui incluent une multitude de facteurs de confusion (caractéristiques physico-chimiques des particules, espèces végétales ou milieux d'exposition, entre autres éléments).

Influence des caractéristiques physico-chimiques des particules de plastique

La taille

Plusieurs études se sont intéressées à l'influence de la taille des plastiques (micro- et nanoplastiques) sur leur toxicité pour les plantes. Les revues de la littérature suggèrent un effet plus marqué sur le développement des plantes avec une taille croissante des particules plastiques (Jia *et al.*, 2024). Néanmoins, d'autres études concluent au résultat inverse.

Une hypothèse combinant ces deux résultats reposerait sur l'existence de mécanismes de toxicité différents en fonction de la taille, menant donc à des profils de toxicité différents. Ainsi, les nanoplastiques, du fait de leur très petite taille, peuvent pénétrer dans les plantes, y entraînant des effets directs. Puis, au-delà d'un certain seuil de coupure, les effets seraient plus faibles jusqu'à ce que les particules plastiques atteignent une

taille critique qui entraînerait des effets indirects via une modification des propriétés physico-chimiques du sol ou encore une modification de la biodisponibilité des nutriments (Jia *et al.*, 2024). Une étude qui viendrait soutenir cette hypothèse montre que des plants de fèves (*Vicia faba*) exposés à des particules de polystyrène de 100 nm et 5 µm subissent des dommages différenciés : la biomasse et la longueur des racines sont davantage diminuées par les microparticules, tandis que les nanoparticules entraînent du stress oxydatif et de la génotoxicité (Jiang *et al.*, 2019).

La forme

La littérature met également en évidence que la toxicité varie en fonction de la forme des plastiques, les particules sous forme de fibre entraînant des effets plus marqués (Boots *et al.*, 2019). Ainsi, des microfibres synthétiques (mélange de nylon et d'acrylique) appliquées à une concentration cent fois inférieure que des microparticules (fragment 0,001 % contre 0,1 %) ont induit des effets similaires sur le taux de germination et la hauteur des plants de raygrass (*Lolium perenne*) (Boots *et al.*, 2019).

La charge de surface

La charge de surface des particules plastiques semble également jouer un rôle primordial contrôlant les possibilités d'interactions entre la surface de la plante et les particules, et donc leur toxicité. Ainsi, de façon répétée, les particules chargées positivement entraînaient des effets toxiques plus prononcés sur les plantes que des particules neutres ou chargées négativement (Xu *et al.*, 2022). Cet effet serait lié à une interaction plus importante des particules de plastique chargées positivement avec la surface des racines/feuilles chargée, elle, plutôt négativement, menant ainsi à une internalisation plus importante. Néanmoins, ce lien n'a été testé que sur des nanoplastiques de polystyrène ; une confirmation à plus large échelle sur d'autres types de polymères et d'autres tailles de particules est donc nécessaire.

Le type de polymère

S'il est difficile de conclure de manière ferme sur l'influence du polymère, il semblerait que le PVC (polychlorure de vinyle) et le PET (polyéthylène téréphthalate) soient les polymères qui induisent le plus d'effets chez les plantes (Zhang *et al.*, 2024). Ces résultats corroborent les effets mis en évidence sur le phytoplancton (Larue *et al.*, 2021). Cet effet pourrait être lié soit à la présence de groupements fonctionnels particuliers de type phényl pour le PET, soit à la présence de groupements chlorés pour le PVC.

Un autre argument évoqué dans la littérature pour expliquer la toxicité de certains plastiques est le relargage de monomères et d'additifs, constituants des particules plastiques, notamment dans le cas des plastiques biodégradables. En effet, plusieurs études montrent une toxicité non négligeable de ces plastiques parfois plus importante que les plastiques conventionnels (Boots *et al.*, 2019 ; Jia *et al.*, 2024).

Le vieillissement

La plupart des études ont été menées sur des particules brutes de synthèse. Or, il a été montré que les particules après dissémination subissent un vieillissement lié aux conditions environnementales (biologiques, physiques et chimiques) qui modifient leurs propriétés physico-chimiques. Les quelques articles dédiés à la comparaison de

matériaux bruts de synthèse et « vieillis » montrent des effets contrastés avec parfois une phytotoxicité diminuée après vieillissement, alors que, dans d'autres cas, elle était accrue (Wang *et al.*, 2024).

Étant donné la forte influence du vieillissement sur les caractéristiques physico-chimiques des plastiques, il est important que, dans le futur, plus de travaux s'intéressent à la toxicité de ces matériaux vieillis dans l'environnement, permettant ainsi de mieux appréhender les mécanismes expliquant les différences constatées.

Influence des paramètres environnementaux

L'espèce végétale

Certaines études semblent indiquer que l'effet pourrait aussi dépendre de l'espèce (Zantis *et al.*, 2023). Ainsi, dans leur méta-analyse, ces derniers concluent que les microplastiques affectent de façon plus notable le développement précoce (germination) des espèces dicotylédones que des espèces monocotylédones. Les données disponibles ne permettent néanmoins pas de conclure de façon globale sur des différences à d'autres stades de développement. Malgré tout, cette même équipe a montré une perturbation plus importante du développement (après 21 jours d'exposition) de deux dicotylédones (carotte et salade) exposées à des microplastiques de polystyrène par rapport à deux espèces monocotylédones (orge et blé). Néanmoins, d'autres études montrent l'effet inverse (modification du développement de l'orge mais pas d'impact sur le concombre après exposition à des microplastiques de polyéthylène) ou alors des différences entre espèces mais pas liées à la famille. Plus d'études systématiques seraient nécessaires pour mieux comprendre quels sont les paramètres liés à la physiologie et au métabolisme des végétaux qui pourraient expliquer des différences de réponses entre plantes.

Le type de sol

Un autre élément déterminant pour estimer le devenir des plastiques est le type de sol. L'importance de ce paramètre a été montré auparavant pour d'autres types de contaminants comme les nanomatériaux manufacturés (Larue *et al.*, 2018). Néanmoins, aujourd'hui, trop peu d'études ont été consacrées à ce paramètre pour pouvoir vraiment conclure en ce qui concerne les plastiques. Au minimum, il semblerait que la structure des agrégats du sol soit un paramètre déterminant pour la toxicité (Zhang *et al.*, 2024).

Mécanismes de toxicité

Comme évoqué ci-dessus, plusieurs types de mécanismes semblent expliquer les effets des particules plastiques sur les plantes.

Il existe, ainsi, des effets indirects où, en affectant la physico-chimie des sols (structure, rétention en eau, adsorption des nutriments) et leur microbiologie, la présence de plastique a des répercussions sur le développement des plantes. Il existe, d'autre part, des effets directs, liés ou non à l'internalisation des particules plastiques. Pour les plus grosses particules (micrométriques), la toxicité peut ainsi être attribuée à des phénomènes liés aux interactions avec la surface des racines ou des graines (perturbation de la nutrition hydrominérale, dommage racinaire…). La toxicité peut aussi provenir du lessivage de monomères ou d'additifs relargués par les particules elles-mêmes

(Jia *et al.*, 2023). Enfin, pour les particules les plus petites, qui peuvent pénétrer dans la plante, la communauté scientifique rapporte principalement des effets de génotoxicité et de stress oxydant, avec des répercussions sur la photosynthèse et, au final, sur le développement (Jia *et al.*, 2023).

Transfert trophique

En raison de leur petite taille, les nanoplastiques et les très petits microplastiques sont susceptibles d'être absorbés par les plantes et transportés vers les parties comestibles, comme cela a pu être prouvé grâce à l'utilisation de nanoplastiques fluorescents notamment (Xu *et al.*, 2022). Malheureusement, très peu de données sont disponibles sur le transfert dans une chaîne trophique terrestre, mais elles suggèrent un possible transfert de nanoplastiques du milieu d'exposition vers une plante, puis vers un consommateur primaire (escargot) (Zantis *et al.*, 2024).

En parallèle, des études ont montré que les légumes et les céréales peuvent accumuler de grandes quantités de phtalates potentiellement issus du paillage plastique en agriculture, entraînant un risque potentiel pour l'humain via l'alimentation (Cui J. *et al.*, 2024).

Axes d'étude actuels et perspectives

Aujourd'hui, la plupart des études portent sur des expositions de plantes à des particules de polystyrène (alors que la bibliographie tend à montrer que le polyéthylène est prédominant dans les sols), avec toujours une forte proportion des études faites en milieu hydroponique (milieu de culture liquide) qui, même s'il permet d'étudier plus finement certains mécanismes, n'est pas représentatif des interactions environnementales (plante-sol-particules plastiques) (Zantis *et al.*, 2023). Il semblerait plus judicieux à l'avenir d'orienter les recherches vers des expositions en sol à des nanoplastiques de polyéthylène vieillis, scénario plus représentatif. Les doses utilisées dans les études sont relativement réalistes au vu des connaissances actuelles. Ainsi, la littérature montre un possible risque de la présence des particules plastiques sur les plantes et notamment sur les plantes cultivées (espèces essentiellement étudiées), pouvant entraîner à terme des baisses de rendement et des transferts dans les chaînes trophiques (figure 2.1.1).

Il reste néanmoins des lacunes importantes dans nos connaissances concernant notamment l'influence de paramètres tels que la physico-chimie des plastiques ou les facteurs environnementaux pour atteindre une conclusion fiable. Des expositions plus longues, sur le cycle de vie complet des végétaux, seraient également nécessaires, puisque certaines études suggèrent qu'il existe des phénomènes de résilience lors de contamination plastique (Jia *et al.*, 2024). La revue de la littérature montre aussi que davantage d'études concernant les plastiques biodégradables sont indispensables. En effet, même s'ils peuvent apparaître comme une alternative plus durable aux plastiques « conventionnels », les premiers résultats montrent une toxicité non négligeable de ces formes de plastiques qui peut être liée à un relargage plus rapide des additifs ou à une fragmentation sous forme de nanoplastiques potentiellement plus toxiques plus rapidement (voir partie 4, chapitre 3, p. 166-171).

Un autre aspect encore peu exploré est l'impact des microplastiques après une exposition par voie foliaire, représentant l'impact d'une pollution atmosphérique ou encore l'utilisation de produits de protection des plantes (phytosanitaires) incluant l'utilisation de polymères pour des encapsulations de matières actives, par exemple. Pourtant,

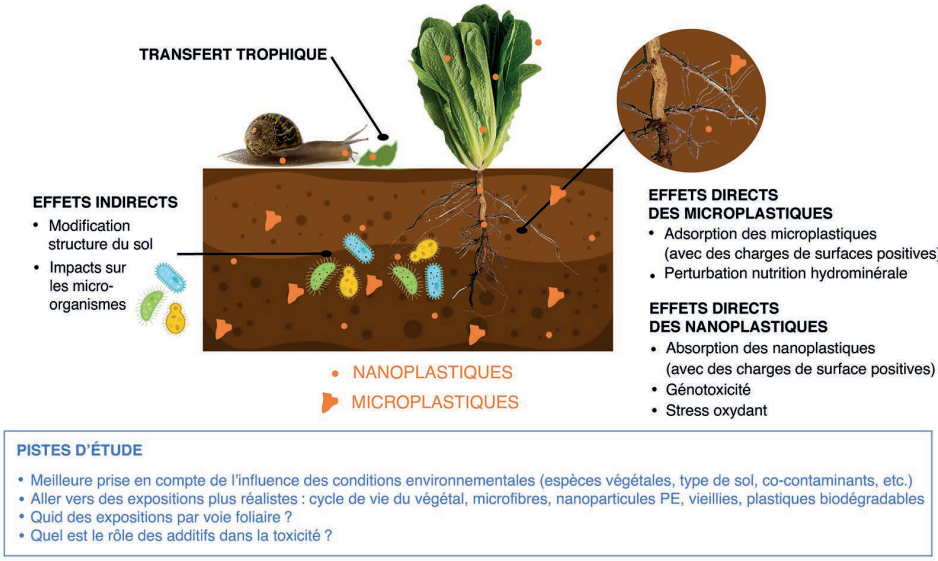

Figure 2.1.1. Résumé des principaux résultats de la littérature sur les interactions entre particules plastiques et plantes terrestres et potentielles pistes de recherche pour le futur. PE : polyéthylène.

les quelques études disponibles montrent que les particules plastiques peuvent entrer dans les plantes via les feuilles et que ces contaminants sont très difficiles à nettoyer des surfaces des parties consommables par des procédés domestiques classiques (rinçage à l'eau). Cela pourrait entraîner un problème majeur pour la santé animale et humaine.

D'autres questions restent également en suspens, comme l'influence de ces particules plastiques sur les autres contaminants potentiellement déjà présents dans l'environnement (effet cocktail avec des éléments traces métalliques ou des contaminants organiques, par exemple). Là encore, trop peu d'études sont disponibles pour pouvoir conclure quant à la toxicité de tels mélanges et à la possibilité d'effets antagonistes ou synergiques de ces contaminants.

⏩ Impacts sur les organismes ingénieurs terrestres et aquatiques

Franck Gilbert[17]

Les organismes ingénieurs et la bioturbation

Selon Jones *et al.* (1994), les ingénieurs de l'écosystème sont des organismes qui modulent directement ou indirectement la disponibilité des ressources pour d'autres espèces, notamment en modifiant, en conservant et en créant des habitats. Un bon exemple de processus d'ingénierie réalisé par les organismes est la bioturbation, dont la définition la plus récente est « l'ensemble des processus de transport effectués par les animaux qui

17. Cette sous-partie a fait l'objet d'un travail collectif réalisé par Soleen Bailly, Yvan Capowiez, Franck Gilbert, Stefan Krause, Camille Larue, Caroline Lise, Florian Mermillod-Blondin, Laurent Simon, Manon Vallier et Mohammad Wazne.

affectent directement ou indirectement les matrices sédimentaires » (Kristensen *et al.*, 2012) et les sols, quand elle s'applique aux écosystèmes terrestres. La bioturbation est donc un processus ubiquiste que l'on peut retrouver dans tous les substrats meubles au sein d'écosystèmes terrestres et aquatiques continentaux ou marins.

La bioturbation et plus spécifiquement sa composante particulaire (c'est-à-dire le remaniement ; Kristensen *et al.*, 2012) est un processus intégratif résultant d'un ensemble d'activités des organismes dans les substrats meubles, activités principalement liées aux déplacements à la surface et en profondeur (pour protection, recherche de nourriture, « migration »…) et à la construction ou la maintenance de terriers et de réseaux de galeries. Le remaniement (sous-entendu biologique) apparaît donc comme un bon marqueur de l'activité globale des organismes ingénieurs et peut donc être étudié pour caractériser, par exemple, les effets de variations de conditions du milieu (par exemple, Capowiez *et al.*, 2021 ; Román *et al.*, 2023) ou de stress physiques et chimiques (par exemple, Cuny *et al.*, 2015 ; Gilbert *et al.*, 2022) sur le fonctionnement d'un écosystème.

C'est dans ce cadre qu'une expérimentation visant à étudier l'effet de la présence de microplastiques dans trois écosystèmes différents — sol, sédiment d'eau douce et sédiment marin — a été mise en œuvre sur la base de la mesure du remaniement.

Étude expérimentale préliminaire de l'impact des microplastiques sur le remaniement

Afin d'étudier l'effet de la présence de microplastiques sur le remaniement effectué par des organismes ingénieurs dans les écosystèmes à la fois sol, sédiment eau douce et sédiment marin, un protocole commun, établi à partir du suivi d'un dépôt de traceurs particulaires inertes fluorescents (luminophores), a été mis en place (figure 2.1.2).

Trois espèces de « vers » (au sens commun) représentatives de leur milieu respectif ont été choisies pour cette expérimentation : *Aporrectodea caliginosa* (sol), *Tubifex tubifex* (sédiment eau douce) et *Hediste diversicolor* (sédiment marin). Ces trois espèces qui vivent toutes dans un substrat meuble et se nourrissent de la matière organique déposée à la surface de ces substrats ont donc en commun d'être en contact direct (présence autour d'elle et ingestion) avec les contaminants présents dans leur substrat de vie.

L'expérimentation a consisté, pour chaque espèce et son substrat respectif, en un apport d'organismes dans des conditions de densité de population naturelle propre à chacune des espèces dans un substrat contaminé ou non par un mélange de microplastiques (fragments de polystyrène, de polyamide et fibres de polyamide en quantités égales pour une concentration finale dans les substrats de 100 mg $\cdot$ kg^{-1} substrat sec).

Après 21 jours dans des conditions expérimentales contrôlées (température : 20 °C ; alternance jour/nuit : 12 heures/12 heures), la distribution verticale des luminophores due au remaniement a été mesurée dans chacune des unités expérimentales et l'intensité de remaniement correspondante calculée.

Les résultats obtenus suggèrent un effet de la présence des microplastiques sur les activités de remaniement des trois espèces étudiées (figure 2.1.3). Cependant, les effets sont très variables selon l'espèce considérée avec notamment une augmentation de 9 % en moyenne du remaniement pour *Aporrectodea caliginosa* dans le sol, alors que les deux espèces aquatiques, *Tubifex tubifex* (sédiment eau douce) et *Hediste diversicolor* (sédiment marin), ont réduit leurs activités de remaniement respectivement de 78 % et 28 %.

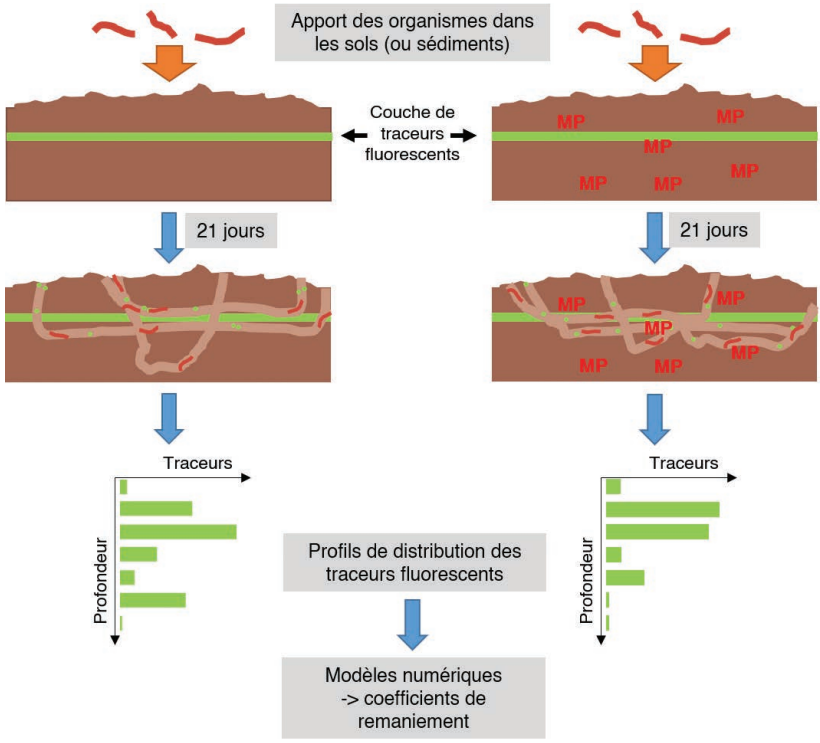

Figure 2.1.2. Protocole de mesure du remaniement (« bioturbation particulaire ») dans les substrats meubles contaminés ou non par un apport de microplastiques (MP), dans le cadre de l'expérimentation réalisée.

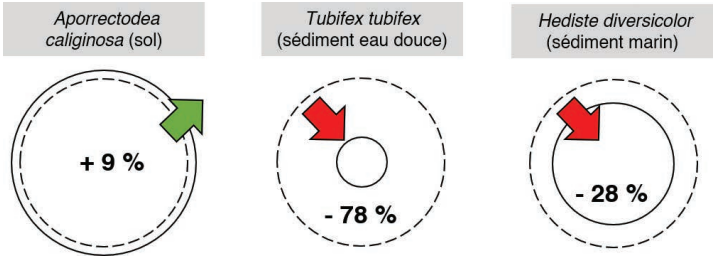

Figure 2.1.3. Intensité relative moyenne de remaniement (« bioturbation particulaire ») des organismes, après 21 jours dans les conditions expérimentales utilisées. Cercle en pointillé : en absence de microplastiques dans le substrat ; cercle en continu : en présence de microplastiques.

À ce stade, il est difficile d'expliquer à la fois la ou les voies par lesquelles les microplastiques utilisés ont affecté les comportements des espèces et les causes de ces différences de variations d'activités de remaniement chez les différentes espèces étudiées. Ces résultats préliminaires sur le fonctionnement des espèces ingénieures et plus particulièrement bioturbatrices permettent néanmoins de compléter un bilan global grandissant de l'impact des microplastiques sur les espèces au sein des sols et sédiments (par exemple, You *et al.*, 2023 ; Wazne *et al.*, 2023 et autres travaux de ce volume).

⏩ Impacts sur la faune terrestre et des cours d'eau

Gaëlle Darmon et Claude Miaud

À l'instar des études sur les macro- et les microplastiques dans l'environnement, la plupart des recherches sur les interactions avec la faune se situent majoritairement en milieu marin plutôt que dans les écosystèmes continentaux. Alors que la très grande majorité des macroplastiques (> 5 mm) est bloquée dans les écosystèmes terrestres et sur les berges des rivières (plus de 90 % d'après Meijer *et al.*, 2019) bien en amont de la mer, les impacts des plastiques sauvages sur la biodiversité continentale sont très peu connus (Darmon *et al.*, 2020) et les études dans les milieux dulçaquicoles sont tout juste émergentes (Azevedo-Santos *et al.*, 2021). La plupart des publications sur les interactions de la faune avec les déchets dans les écosystèmes continentaux concernent des observations opportunistes. Cependant, la revue de cette littérature et la collecte d'observations de bénévoles ou professionnels montrent que, comme ceux dans les environnements marins, tous les taxons animaux terrestres sont concernés par la pression causée par les déchets plastiques (Darmon *et al.*, 2020). L'emmêlement est le type d'interaction le plus documenté, alors que l'ingestion est plus rarement vérifiée (moins d'études sur les excrétions ou sur l'analyse des systèmes digestifs lors de nécropsies). Dans les écosystèmes continentaux, l'accumulation et l'omniprésence de déchets plastiques, en surface, sur les rives ou la végétation, ont de nombreuses autres conséquences sur les comportements, notamment d'alimentation, de protection, de thermorégulation ou de nidification ; les plastiques étant la seule ressource disponible, remplaçant la capacité d'accès aux éléments naturels.

Chez les oiseaux des écosystèmes continentaux

Figure 2.1.4. Nid (espèce inconnue) composé de feuillets et fils plastiques (Var, 2020).

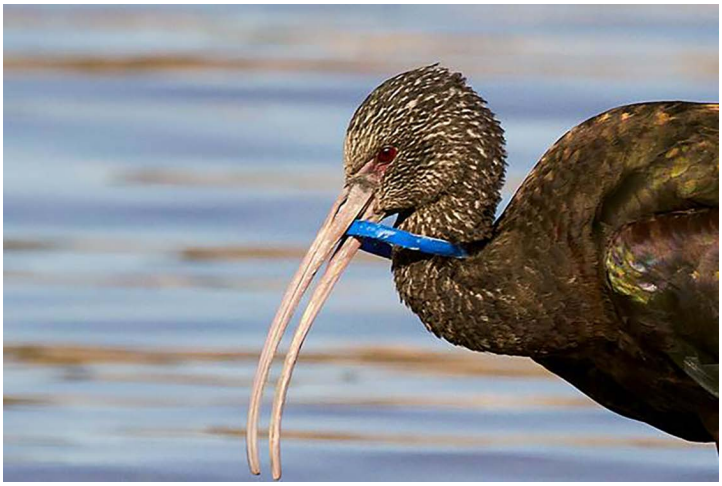

Figure 2.1.5. Ibis à face blanche *Plegadis chihi* emmêlé avec un anneau plastique pour emballage de canettes (rivière Panama, Brésil).

Avec les poissons, les oiseaux constituent probablement le taxon le plus étudié, mais les études sont surtout effectuées en zones littorales ou dans les estuaires plutôt que dans les écosystèmes continentaux (Blettler, Mitchell, 2021). Les observations montrent qu'une très grande diversité d'espèces est concernée, telles que le balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus*, différentes espèces de mouettes et goélands (par exemple, leucophée *Larus michahellis*, brun *L. fuscus*, argenté *L. argentatus*, d'Audouin *L. audouinii*, mouette mélanocéphale *L. melanocephalus*, mouette rieuse *Chroicocephalus ridibundus*, mouette tridactyle *Rissa tridactyla*), le héron cendré *Ardea cinerea*, le grand cormoran *Phalacrocorax carbo*, l'aigrette garzette *Egretta garzetta* ou la spatule blanche *Platalea leucorodia* ou d'autres comme la buse variable *Buteo buteo*. L'occurrence d'ingestion de déchets varie selon les espèces et les populations de 0 à parfois 100 %. Dans une étude menée au Portugal, Gil-Delgado *et al.* (2017) trouvent que 60 % de foulques macroules *Fulica atra* (10 individus), 45 % de canards colverts *Anas platyrhynchos* (40 individus) et 44 % chez le tadorne de Belon *Tadorna tadorna* (89 individus) ont ingéré divers plastiques. Les déchets ingérés sont variés, majoritairement des plastiques, constitués de fragments durs, de fils ou de morceaux de sacs et de mousses, mais aussi de fragments de verre ou de métal. Les études s'appuient sur l'analyse de contenus digestifs ou des excrétions dans des fèces ou pelotes de réjection. Certains auteurs retrouvent aussi des microplastiques dans les barbules des plumes.

D'autres types d'interactions sont très fréquemment rapportés dans la littérature. De nombreuses espèces ont été observées en train d'utiliser des matériaux anthropiques pour confectionner leur nid (figure 2.1.4), entraînant des risques d'enchevêtrement, surtout des jeunes individus. Certaines espèces sont plus connues pour employer des déchets, comme les grèbes, les cormorans, les goélands, les corvidés, et régulièrement certaines espèces comme le milan royal *Milvus milvus* ou le moineau domestique *Passer domesticus*. En 2018, Ryan recensait des cas d'enchevêtrement chez 69 des 676 (10 %) espèces d'eau douce et côtières. Les déchets impliqués sont souvent filaires, issus de la pêche, ou des fils de sacs-poubelles, des cordages de ballons de baudruche, des ficelles agricoles, des fils électriques, des cordes ou du textile. Ces déchets, très solides,

peuvent causer des enchevêtrements avec des risques de lacération ou d'amputation, comme cela a été observé en milieu urbain où des pigeons peuvent perdre des pattes quand elles sont emmêlées dans les cheveux qu'on retrouve aux abords des salons de coiffure. L'emmêlement comme l'ingestion peuvent parfois causer la mort de l'animal qui ne peut plus excréter ou se départir d'un déchet (figure 2.1.5) (Blettler, Mitchell, 2021). Les espèces régurgitant les matières non digestibles sous forme de pelotes pourraient être moins touchées.

Différentes hypothèses ont été évoquées pour expliquer l'utilisation de déchets par les oiseaux pour la confection du nid, telles que la récupération de mégots pour lutter contre les parasites, ou d'autres plastiques pour une meilleure isolation ou bien comme signalisation. Plusieurs auteurs montrent une relation entre la densité de déchets utilisés au nid ou ingérés et la perte de ressources naturelles liée au degré d'anthropisation, le déchet constituant parfois la seule ressource disponible.

Chez les poissons d'eau douce

L'ingestion de microplastiques a été montrée chez plusieurs espèces de poissons d'eau douce. Les méthodologies des auteurs sont souvent différentes, dépendantes des capacités logistiques des laboratoires pour détecter des particules de très petite taille dans les systèmes digestifs ou d'autres tissus. Des plastiques de tailles variables ont pu être retrouvés, les auteurs prospectant généralement jusqu'à 300 ou 100 µm. D'après Clause *et al.* (2021), la plupart des études sont menées sur des espèces marines, il y a donc une sous-représentation des études sur les écosystèmes continentaux. Les observations d'ingestion de plastiques concernent au moins 150 espèces d'eau douce, avec des fréquences d'occurrence variables, de 10 à plus de 30 % selon les espèces et les localisations. Des espèces communes dans les rivières et plans d'eau européens sont concernées, comme le chevesne *Squalius cephalus*, le brochet *Esox lucius*, le gardon *Rutilus rutilus*, la brème commune *Abramis brama* ou la perche commune *Perca fluviatilis* (Darmon *et al.*, 2020). Les poissons pourraient représenter des bio-indicateurs de l'état écologique des eaux douces, mais cette éventualité n'est pas encore prise en compte par les directives politiques, telle que la directive-cadre sur l'eau (DCE) qui considère néanmoins d'autres polluants comme les métaux lourds. Une initiative d'évaluation de l'occurrence de microplastiques dans les systèmes digestifs des poissons collectés pour la DCE est actuellement menée sur l'ensemble du territoire français métropolitain, portée par l'association Hisa[18], en partenariat avec les laboratoires CEFE et INRAE, l'OFB et l'entreprise WAO Nature & Conservation : sur les 69 chevesnes évalués à ce stade, 92,7 % contenaient des plastiques de plus de 100 µm dans leur système digestif, le polyéthylène (PE) et le polychlorure de vinyle (PVC) étant les deux polymères les plus fréquemment ingérés (respectivement 58 % et 14,6 % parmi les poissons qui ont ingéré des plastiques). Si des analyses sont en cours chez d'autres poissons, ces premiers résultats montrent d'ores et déjà que les poissons d'eau douce sont exposés aux plastiques et qu'il est important de considérer les impacts potentiels de cette pollution sur l'état écologique des eaux continentales.

Par ailleurs, en plus de l'ingestion, d'adhésion de microplastiques aux branchies et des enchevêtrements dans des macrodéchets, régulièrement issus de la pêche, sont aussi observés chez les poissons d'eau douce. Avec un comportement alimentaire très

18. Étude en collaboration avec Marie-Aurélia Sabatte, association Human InitiativeS for Animals (Hisa).

opportuniste, le silure glane *Silurus glanis* peut ingérer une grande variété de gros déchets, comme observé par des pêcheurs du Rhône (Tanzilli, Faure, 2016) qui ont trouvé 2,9 % de déchets parmi le nombre d'aliments ingérés, soit 0,2 % de la masse ingérée. Ce sont des sacs et morceaux de plastique, des tissus, des fragments de polystyrène, de l'aluminium, des tongs, des cartons, des préservatifs, des serviettes hygiéniques et tampons, des cotons-tiges, des couches, des tubes de dentifrice, des bouteilles d'eau, des canettes de bière… sans inclure la nourriture d'origine anthropique, mais naturelle, comme du saucisson, des pommes de terre, etc.

Chez les mammifères terrestres

Les interactions entre déchets et mammifères terrestres sont beaucoup moins fréquemment étudiées que pour les oiseaux ou les poissons, comme en atteste le nombre de publications sur ces taxons (Darmon *et al.*, 2020 ; Thrift *et al.*, 2022). Les études publiées rapportent des cas d'ingestion, comme chez la loutre *Lutra lutra* dans le fleuve Tessin en Italie, ou chez le lamantin d'Amazonie *Trichechus inunguis*, provoquant parfois la mort des individus concernés. Une étude effectuée au Royaume-Uni a mis en évidence la présence de plastique dans les fèces de quatre espèces au régime alimentaire différent (herbivores, insectivores et omnivores) : le hérisson européen *Erinaceus europaeus*, le mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, le campagnol des champs *Microtus agrestis* et le rat brun *Rattus norvegicus*. Les polymères les plus courants (polyéthylène, polyester et polynorbornène) fournissent des informations sur les activités génératrices de telles pollutions — textiles, usure de pneus, épandage de boues — (Thrift *et al.*, 2022). Par ailleurs, des cas d'enchevêtrement ont également été rapportés, essentiellement dans des engins de pêche, comme chez différentes espèces de dauphins d'eau douce en Asie ou dans le fleuve Amazone (Clause *et al.*, 2021). Certaines espèces emploient aussi des déchets comme refuge (figure 2.1.6).

Figure 2.1.6. *Thylamys sp.* utilisant une bouteille en plastique comme refuge (Amérique du Sud).

De nombreuses études portent sur l'utilisation des décharges et dépôts sauvages. Des déchets plastiques, verre et aluminium ont été retrouvés dans les fèces de chiens viverrins *Nyctereutes procyonoides*, renards roux *Vulpes vulpes*, martres *Martes sp.* et putois *Mustela putorius*. Les plastiques sont souvent les seules ressources disponibles pour les troupeaux domestiques de chèvres ou de vaches dans des pays où il manque de structures adaptées à la gestion des déchets. Plusieurs études rapportent que l'ingestion de sacs et autres plastiques par ces animaux consommés peut avoir des conséquences sur la santé des individus et sur leur capacité d'absorption de nutriments : lésions macroscopiques, atrophie des muscles et de la graisse corporelle, fibroses de divers organes (rate, foie, reins…), modifications histologiques sur le rumen. Cela peut entraîner une dégradation de la condition corporelle des animaux avec des carences en oligo-éléments et diminuer la production de lait, avec des conséquences sur les systèmes de production alimentaire et des implications sur la santé humaine.

Chez les reptiles et les amphibiens

Contrairement aux tortues marines, la pression des déchets sur les tortues terrestres et d'eau douce est très peu étudiée. Clause *et al.* (2021) recensent une ingestion de plastiques chez 5 espèces de tortues non marines parmi 352 (1,4 %), toutes aquatiques, mais les auteurs excluent les cas d'ingestion de fils de pêche. Ils comptabilisent également 9 autres espèces (1,7 %) aquatiques et terrestres qui ont ingéré des déchets autres que du plastique.

Chez les reptiles autres que les tortues, des cas d'ingestion primaire ou secondaire de microplastiques ou parfois de fragments de verre sont régulièrement observés, mais les études rapportent souvent des cas d'emmêlement, dans des filets de pêche ou de protection des cultures, ou bien des bagues de bouchons de bouteille en plastique ou des anneaux des tirettes de cartons de jus de fruit (figure 2.1.7). Ces interactions peuvent causer la mort, ou bien occasionner des blessures, des plaies qui parfois

Figure 2.1.7. Tégu noir et blanc *Salvator merianae*, emmêlé dans un anneau plastique pour emballage de canettes (Brésil).

induisent des infections secondaires, des constrictions, des lacérations ou des déformations. Une diminution de la condition corporelle est parfois observée, avec des conséquences sur la reproduction des individus.

Les études chez les amphibiens portent généralement sur des expérimentations sur des larves ou immatures, dans le but de tester les impacts sur la santé d'une exposition croissante au plastique. Ces recherches montrent des modifications morphologiques externes, mutagènes et cytotoxiques, comme chez le têtard d'une grenouille du Brésil *Physalaemus cuvieri* (revue de littérature de Darmon *et al.*, 2020). Des publications rapportent aussi des cas d'emmêlement, souvent dans des déchets filaires comme des fils de pêche ou de protection des cultures, comme chez le crapaud commun *Bufo bufo* en France, ou bien dans des ballons provenant de lâchers parfois à une très grande distance.

Chez les invertébrés

Chez les crustacés, insectes, mollusques, cnidaires, les publications concernent presque exclusivement des études expérimentales d'expositions à des concentrations de plastiques en conditions contrôlées, montrant des conséquences létales ou sublétales[19] pour les individus exposés.

En conditions naturelles, des cas d'emmêlement sont régulièrement montrés, comme dans des engins de pêche fantômes chez le crabe d'eau douce *Potamon fluviatile* ou l'écrevisse à pattes rouges *Astacus fluviatilis*. Des microplastiques peuvent être piégés par les larves de trichoptères lors de l'élaboration de leur fourreau. Les bivalves d'eau douce semblent être plus exposés à l'ingestion de microplastiques (figure 2.1.8),

Figure 2.1.8. Bivalves sur une voiture en plastique récupérée dans le Rhône où ce jouet séjournait depuis probablement longtemps (Lyon, 2019).

19. Qui entraîne des effets physiologiques (parfois sévères) mais pas la mort.

probablement en lien avec leur activité de filtration de l'eau. Ainsi, une moyenne de 0,2 particule/individu est observée chez la moule zébrée *Dreissena polymorpha* d'Italie (Pastorino *et al.*, 2021).

Chez les plantes et dans les habitats

Figure 2.1.9. Lingettes et autres déchets issus des eaux usées rejetés dans l'environnement par des déversoirs d'orage lors de fortes pluies (région lyonnaise, 2023).

Certains milieux peuvent être très densément pollués par des déchets, souvent en plastique, mais aussi en verre ou en métal. Ce sont des dépôts sauvages, des zones d'accumulation où les déchets sont transportés par les vents ou par les courants, ou bien les zones de déversements des réseaux d'assainissement unitaires mixant eaux usées et eaux pluviales (figure 2.1.9). En plus des dégradations esthétiques, ces pollutions constituent une perte de ressources — tels un refuge et de la nourriture — pour la biodiversité animale et elles exposent aussi les animaux à des risques d'enchevêtrement.

Très peu de recherches s'attachent à explorer la pression des déchets sur la végétation. Quelques articles portent sur la rétention de plastiques par les mangroves situées à l'embouchure de fleuves. Ces études ont plutôt pour objectif de comptabiliser les déchets rejetés par les fleuves plutôt que d'évaluer la pression sur la biodiversité

végétale. Clause *et al.* (2021) rapportent que des algues élevées dans des milieux concentrés en microplastiques ont une croissance ralentie et exposent les espèces herbivores à un risque d'ingestion secondaire.

Un besoin d'études dédiées

Pour Ryan (2018), les risques d'emmêlement[20] seraient plus faibles pour les espèces d'eau douce que pour les espèces marines, et encore plus faibles pour les oiseaux terrestres. Il note par exemple un taux d'enchevêtrement de 47 % de canards marins contre 12 % de canards d'eau douce, oies et cygnes. Cependant, contrairement au milieu marin dans lequel des directives encouragent l'application d'un protocole standard pour évaluer les impacts sur la faune (voir partie 1, chapitre 2, p. 44-52), les recherches dans les cours d'eau ne s'appuient pas sur des méthodologies comparables. À part quelques recensements systématiques de nids, les études sont souvent fondées sur des observations opportunistes ou sur l'analyse du régime alimentaire d'un petit nombre d'individus. Il n'est donc pas encore possible d'établir un état des lieux pertinent de cette pression dans les milieux continentaux. En mer, l'évaluation du nombre d'espèces susceptibles d'interagir avec des déchets a augmenté avec l'effort de prospection. Bien qu'aucune directive ne statue sur la surveillance de la pression des déchets dans les écosystèmes continentaux, il apparaît nécessaire et urgent d'y mener des études dédiées et de mettre en œuvre une surveillance éventuellement fondée sur des bio-indicateurs, comme les oiseaux, qui apparaissent pertinents (Masfield *et al.*, 2024).

Les études publiées et les observations naturalistes montrent bien la pression qu'exercent les déchets sur la biodiversité continentale. Plusieurs études tentent de comprendre les facteurs influençant les interactions avec les déchets, comme la niche alimentaire et écologique de l'espèce ou la distance aux zones anthropisées. Bien que, en retenant les déchets, la végétation riveraine puisse participer à préserver la faune aquatique, les déchets dans les écosystèmes continentaux posent de gros enjeux pour la conservation de la biodiversité et la santé des écosystèmes. En plus d'affecter la ressource alimentaire, l'accumulation de déchets diminue la qualité de l'eau, et influence parfois la structure des berges et le débit du cours d'eau, ce qui peut avoir des répercussions sur plusieurs espèces et sur la chaîne trophique jusqu'à la santé humaine.

20. L'enchevêtrement, ou emmêlement, est défini comme le processus ou l'état d'être enveloppé, piégé ou coincé dans les déchets.

Chapitre 2

Impacts sur les organismes marins

Karen D. McCoy, Marion Vittecoq, Xavier Cousin, Gaëlle Darmon, Claude Miaud, Jean-Christophe Auguet et Franck Lartaud

⏩ Les oiseaux marins, espèces modèles pour la pollution plastique

Karen D. McCoy et Marion Vittecoq

Parmi les oiseaux, les oiseaux marins sont particulièrement exposés à la pollution plastique. Cette exposition peut avoir des effets évidents et simples conduisant à la mort de l'individu, comme l'emmêlement dans les filets de pêche à la dérive ou d'autres types de plastiques filamentaires qui se trouvent dans les mers, ou l'obstruction directe quand les macrodéchets sont ingérés accidentellement. Cependant, d'autres effets de nature plus chronique et cumulative sont plus difficiles à mesurer, notamment en termes d'impacts sur la dynamique des populations et d'effets en cascade de ces modifications.

Exposition aux plastiques

Comme tous les habitants des écosystèmes marins, les oiseaux de mer sont exposés à la pollution plastique présente dans leur habitat. Cependant, étant au sommet de la chaîne trophique, les voies d'exposition à cette pollution sont plus nombreuses pour ces espèces que pour celles situées en bas de la chaîne.

– **Exposition dans l'environnement :** comme d'autres vertébrés marins, les oiseaux sont souvent exposés aux déchets plastiques présents dans l'écosystème lors de leurs déplacements. Les filets de pêche à la dérive, les sacs en plastique, les bagues d'emballage de canettes, etc., peuvent empêcher les oiseaux de se nourrir, de nager ou de respirer, entraînant une mort plus ou moins rapide. Ces interactions ont augmenté au niveau mondial au cours des trois dernières décennies, des individus appartenant à 36 % des espèces d'oiseaux de mer ont été observés empêtrés dans des déchets plastiques, les matériels de pêche étant à l'origine de 83 % de ces incidents (Ryan, 2018). Certains oiseaux ramassent aussi des débris de plastique pour construire leur nid, ce qui peut entraîner un enchevêtrement et une mortalité élevée, en particulier chez les poussins (Votier *et al.*, 2011).

– **Pêche accidentelle :** les oiseaux marins peuvent aussi se tromper, prenant les morceaux de plastique pour des proies. En effet, nous sommes fréquemment

confrontés aux images des ventres pleins de plastiques de poussins morts, nourris de bonne foi par leurs parents de ces éléments non nutritifs qui finissent par remplir leur estomac (figure 2.2.1a). L'ingestion de plastiques par les oiseaux s'alimentant en mer est influencée par l'abondance et la couleur des morceaux de plastiques, ainsi que par leur emplacement dans la colonne d'eau (Lavers, Bond, 2016). La sensibilité à l'ingestion de plastique varie aussi selon les espèces d'oiseaux de mer en raison de différences dans l'écologie alimentaire. Par exemple, seuls 12,5 % des goélands marins (*Larus marinus*), un prédateur marin spécialisé, ont été retrouvés avec des plastiques dans le tube digestif dans le golfe du Maine aux États-Unis (Caldwell *et al.*, 2020) contre 50 % pour les puffins de Newell (*Puffinus newelli*) d'Hawaï ou 86 % des fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*) du Groenland, qui sont tous deux des oiseaux se nourrissant des petites proies en surface (Kain *et al.*, 2016 ; van Franeker *et al.*, 2022).

– **Accumulation dans la chaîne trophique :** certaines espèces d'oiseaux marins sont moins exposées aux déchets plastiques en raison de leur comportement de recherche de nourriture. Néanmoins, elles peuvent ingérer du plastique par l'intermédiaire de

Figure 2.2.1. a) Restes d'un poussin de l'albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*) nourri au plastique par ses parents ; le poussin n'a pas pu régurgiter ces plastiques, ce qui a entraîné sa mort par inanition ou suffocation (2006). **b)** Les goélands sont les utilisateurs habituels des déchets alimentaires humains disponibles dans les décharges à ciel ouvert.

leurs proies, via un transfert vertical de polluants. En effet, la pollution plastique s'accumule tout au long de la chaîne trophique et les oiseaux prédateurs ingèrent toutes les particules de plastique accumulées dans leurs proies. Par exemple, les pelotes régurgitées de grands labbes (*Stercorarius skua*) se sont révélées contenir de nombreux éléments plastiques, et ce, d'autant plus que les autres restes dans la pelote indiquaient la consommation du fulmar boréal comme proie (Hammer *et al.*, 2016). En effet, cette espèce proie est connue pour consommer elle-même beaucoup de plastiques comme mentionné ci-dessus.

– **Utilisation des déchets :** enfin, certaines espèces d'oiseaux marins sont généralistes et profitent de la nourriture la plus facilement accessible dans leur environnement. C'est notamment le cas de nombreuses espèces de goélands, qui ont rapidement appris à exploiter les ressources fournies par l'Homme, notamment ses déchets alimentaires (figure 2.2.1b). Lorsqu'ils se nourrissent, ils sont soumis à une forte compétition et n'ont pas le temps de trier la nourriture de son emballage, ce qui les expose fortement aux plastiques. En effet, une étude récente portant sur le régime alimentaire des goélands leucophées (*Larus michahellis*) dans 11 colonies naturelles de l'ouest de la Méditerranée a montré que, même si l'exposition variait d'une colonie à l'autre, 80 % des pelotes de régurgitation contenaient au moins un morceau de plastique. Dans toutes les colonies, le type de plastique le plus courant était le polypropylène (PE), le principal polymère utilisé dans les emballages alimentaires (Nono Almeida *et al.*, 2024).

Bien que les oiseaux marins soient fortement exposés aux plastiques présents dans leur environnement, certaines espèces, comme les goélands et les labbes, peuvent facilement former des pelotes et donc éliminer une partie de ces déchets ; ce processus est plus difficile pour d'autres espèces. Cependant, même si les macrodéchets ne passent pas à travers le tube digestif, les fragments plus petits le peuvent. Il faut donc différencier l'exposition, le maintien et l'accumulation des plastiques pour comprendre leur impact. Nous savons qu'une grande quantité de petits microplastiques (entre 1 mm et 10 µm) peut être trouvée dans l'intestin du goéland leucophée (Nono Almeida *et al.*, non publié), mais la question est de savoir quelle quantité y reste. Provencher *et al.* (2018) ont montré que les microplastiques sont présents dans les fientes des oiseaux de mer, mais on sait que, chez d'autres espèces, les très petites particules (< 10 µm) passent la barrière intestinale pour s'accumuler ailleurs dans l'organisme. D'autres facteurs inconnus de l'exposition aux plastiques sont le degré d'absorption des additifs, tels que les phtalates, les retardateurs de flamme bromés ou les stabilisateurs UV, ainsi que d'autres polluants associés (par exemple, les métaux lourds adsorbés), par les organismes lors du passage des plastiques dans le tube digestif, et la manière dont cela peut affecter différentes fonctions physiologiques.

Impacts de l'exposition aux plastiques pour les oiseaux marins

Comme pour les autres organismes, les impacts de l'exposition aux plastiques peuvent être multiples chez les oiseaux marins.

– **Mortalité *:*** en premier lieu, cette exposition peut entraîner directement la mortalité. C'est le cas par exemple chez des espèces telles que les pétrels et les fulmars qui peuvent ingérer de grandes quantités de plastiques sans être capables de les évacuer à cause de la morphologie de leur tube digestif. Ces plastiques comblent alors peu à peu l'estomac et empêchent l'individu de se nourrir. Celui-ci meurt alors de faim car son tube digestif

ne peut plus accueillir d'éléments nutritifs. De même, dans différents contextes tels que la recherche alimentaire ou la présence de plastiques dans les nids (voir *supra*), les individus peuvent se retrouver pris dans des éléments plastiques et soit s'étrangler, soit ne plus pouvoir se mouvoir et mourir de faim ou par prédation.

– **Baisse de la fitness (ou valeur sélective) :** l'exposition aux plastiques peut également chez les oiseaux marins, comme chez d'autres organismes, influer sur la longévité et le succès de reproduction des individus via des effets moins aigus et plus difficiles à quantifier. Une pathologie directement liée à l'ingestion de plastique a été documentée récemment et nommée « plasticose » (Charlton-Howard *et al.*, 2023). Cette maladie est associée au processus inflammatoire résultant du contact prolongé entre le tube digestif et les plastiques et corrélé à une réduction du poids. Des travaux histologiques sur les puffins à pieds pâles (*Ardenna carneipes*) ont aussi montré, par exemple, que des microplastiques pouvaient être trouvés intégrés dans tous les organes examinés (rein, rate, proventricule) et pouvaient être associés à l'inflammation, à la fibrose et à la perte de structure des organes (Rivers-Auty *et al.*, 2023). Des perturbations endocriniennes sont aussi associées à l'exposition à différents additifs conférant leurs propriétés aux plastiques. L'exposition à des composés organiques halogénés pouvant faire partie de ces additifs a été notamment associée à une perturbation des hormones thyroïdiennes chez les poussins de fulmars boréaux au Svalbard (Nøst *et al.*, 2012). Le système immunitaire peut également être perturbé par l'exposition aux plastiques, les individus devenant potentiellement plus sensibles aux infections (Loiseau, Sorci, 2022). De plus, certains plastiques peuvent être colonisés par les agents infectieux dont ils deviennent ainsi des éléments de transmission. À l'inverse, chez les oiseaux marins, certains macroparasites intestinaux pourraient contribuer à l'évacuation des microplastiques présents dans le tube digestif ; cependant, peu d'études existent à ce jour sur ce sujet. Enfin, l'exploration de la composition du microbiote des oiseaux de mer n'en est qu'à ses balbutiements, mais il semble que l'exposition aux plastiques puisse perturber ce microbiote, entraînant potentiellement une dysbiose qui peut ensuite affecter les fonctions physiologiques.

Enjeux associés à l'exposition aux plastiques chez les oiseaux marins

Le premier enjeu associé aux impacts des plastiques sur les oiseaux marins est bien entendu celui de la conservation de ces espèces longévives, nombre d'entre elles étant en déclin. C'est notamment le cas pour les puffins à pieds pâles chez lesquels l'ingestion de plastique est considérée comme une pression de sélection majeure contribuant à leur déclin en cours et à leur récente inscription sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN[21] (Lavers, Bond, 2016). Il paraît ainsi crucial de comprendre quelles sont les pressions qui s'exercent sur ces populations pour être en mesure de proposer des solutions. La pression représentée par l'impact des plastiques pourrait augmenter exponentiellement dans les prochaines années avec l'augmentation incontrôlée de l'utilisation des plastiques à l'échelle mondiale. Dans ce cadre, l'étude des effets des microplastiques, comme celle des effets combinés des plastiques à d'autres pressions, telles que la moindre disponibilité des ressources alimentaires ou la favorisation des infections, semblent être des pistes de recherches prioritaires pour répondre à cet enjeu de conservation. Ce dernier peut aussi s'appliquer plus largement à l'ensemble des organismes marins pour lesquels le suivi de l'exposition aux plastiques chez certaines espèces

21. Union internationale pour la conservation de la nature.

d'oiseaux marins peut faire partie des indicateurs d'exposition au sein des écosystèmes qu'ils fréquentent. Ainsi, la convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (convention Ospar) s'appuie sur le pourcentage de fulmars échoués sur les plages de la mer du Nord contenant plus de 0,1 g de plastique comme un indicateur de la pollution du milieu marin environnant (voir partie 1, chapitre 2, p. 48).

Un second enjeu, peu étudié à ce jour mais dont l'importance pourrait être largement sous-estimée, est la dissémination des plastiques par les oiseaux marins eux-mêmes. En effet, certaines espèces d'oiseaux marins collectent de grandes quantités de plastiques qu'ils peuvent concentrer sur leurs sites de reproduction ou sur leurs reposoirs qui sont pour beaucoup des espaces naturels relativement préservés par ailleurs. C'est le cas pour les espèces qui incluent les plastiques comme matériaux de fabrication pour leurs nids (voir *supra*). C'est également un phénomène particulièrement préoccupant chez les espèces opportunistes fréquentant les espaces urbains et les centres d'enfouissement des déchets tels que les goélands argentés (*Larus argentatus*) et les goélands leucophées. En effet, si certains individus de ces espèces passent la majeure partie de leur temps en milieu urbain, la plupart se reproduisent et/ou se reposent dans des zones naturelles telles que des îlots proches du littoral ou situés au sein de lagunes. Ils régurgitent alors de grandes quantités de plastiques dans ces zones naturelles, ce qui pourrait représenter une source de pollution non négligeable dans ces milieux sensibles. Ainsi, Martín-Vélez *et al.* (2024) ont montré que les goélands leucophées présents à Fuente de Piedra, lac naturel d'Andalousie représentant un site majeur de reproduction pour de nombreux oiseaux, apportaient sur le site en moyenne 400 kg de plastiques chaque année avec un pic de presque 800 kg en 2020. Mieux comprendre l'ampleur du phénomène et ses mécanismes permettrait de réduire les impacts potentiels de cette source de pollution pour les espaces sensibles touchés. De plus, comme dit précédemment, cet apport de plastique peut également favoriser la transmission de pathogènes qui représentent une autre forme de pression pour les écosystèmes concernés.

Recommandations/préconisations pour les décideurs

Outre la nécessité d'une réduction générale de la pollution plastique dans l'environnement, un certain nombre de mesures immédiates peuvent être prises pour réduire ses impacts sur la faune sauvage, et sur les oiseaux marins en particulier. Tout d'abord, une meilleure gestion des déchets alimentaires rendrait les plastiques moins disponibles, par exemple : en éliminant complètement les décharges à ciel ouvert et en généralisant les poubelles hermétiquement fermées, plus grandes ou collectées plus fréquemment pour éviter qu'elles ne débordent. Le tri des plastiques et autres déchets pourrait également être amélioré par la mise en place d'un plus grand nombre de containers publics, en informant mieux le grand public et en limitant les types de plastiques encore peu réutilisés à ce jour tels que le polystyrène ou en développant leurs filières de recyclage. Les efforts solidaires pour collecter les plastiques en mer et dans les zones côtières pourraient également être mieux accompagnés par les politiques publiques pour le bénéfice de tous. Enfin, pour fournir des arguments scientifiques solides permettant de mettre en œuvre des actions politiques appropriées pour réduire cette pollution, il est nécessaire de pouvoir mener des recherches plus détaillées sur les impacts des différents types de plastique sur les organismes individuels, en particulier les effets cumulatifs, mais aussi sur la dynamique temporelle de leurs populations. Les oiseaux de mer pourraient être des espèces sentinelles particulièrement utiles à cet égard.

⏩ Impacts sur les poissons

Xavier Cousin

On estime que les poissons, au sens vernaculaire du terme, compte environ 32 500 espèces, soit un peu moins de la moitié des espèces de vertébrés qui peuplent le globe. Ce nombre colossal pour des organismes occupant le même environnement aquatique de vie explique leur immense diversité qui s'exprime bien sûr par leur taille (de quelques millimètres à plus de 15 mètres de long), par leur forme, par leur couleur mais aussi par la variété des milieux qu'ils ont colonisés. En premier lieu, on trouve des poissons dans les eaux douces (lacs, fleuves, etc.), dans le milieu marin et dans les eaux de transition, dans toutes les régions du globe, des eaux polaires aux lacs continentaux dont la température en surface peut dépasser 30 °C. Les poissons représentent une très grande diversité de régimes alimentaires, des poissons qui filtrent le plancton — comme le hareng (*Clupea harengus*) ou le requin pèlerin (*Cetorhinus maximus*) —aux espèces carnivores — comme les brochets ou certains requins — en passant par ceux qui broutent — comme le mulet (*Mugil cephalus*). À cette diversité s'ajoute l'évolution du régime alimentaire en fonction de l'âge des individus, en général les stades larvaires commencent par manger du plancton (phyto- ou zooplancton) avant d'éventuellement passer à des proies plus grosses.

Tous les poissons ingèrent du plastique

Malgré la diversité des régimes alimentaires, les poissons partagent le triste point commun d'ingérer du plastique ; pour être plus précis, tous les poissons qui ont été expérimentalement exposés à des plastiques ont été capables d'ingérer ceux dont la taille correspondait à la taille de leur nourriture habituelle. Il s'agit en général de microplastiques. Ces expériences ont également montré que ces microplastiques étaient éliminés par les fèces et que l'égestion, dépendant des espèces et des concentrations de microplastiques utilisées, était effective en quelques heures ou quelques dizaines d'heures. Cette absence de bioaccumulation n'est pas spécifique aux poissons et dépend de la taille des particules, il est probable que les microplastiques de très petite taille ou les nanoplastiques transloquent et donc soient bioaccumulés. On se heurte là cependant à des difficultés techniques, puisque plus les particules sont petites, plus elles sont difficiles à localiser précisément. La taille limite pour la translocation reste inconnue.

Intéressons-nous maintenant à l'occurrence de microplastiques observée chez des poissons sauvages. Une récente méta-analyse utilisant les données de 131 publications recense la présence de microplastiques dans plus de 170 000 spécimens de 555 espèces. Des microplastiques ont été détectés chez près de 70 % des espèces étudiées (Savoca *et al.*, 2021). Il faut signaler que, dans de nombreux cas, des études ultérieures ont, d'une part, confirmé ces observations et, d'autre part, mis en évidence la présence de microplastiques chez les 148 espèces chez lesquelles ils n'avaient pas été initialement détectés. Il est donc plus que probable que cette proportion de 70 % soit grandement sous-estimée. Ce résultat est cohérent avec les données expérimentales et suggère que la très grande majorité des poissons ingèrent des microplastiques. Il est important de noter aussi que la fréquence d'occurrence est de 0,25 en moyenne, c'est-à-dire que des microplastiques ont été détectés chez 25 % des poissons de ces espèces avec 20 % des espèces chez lesquelles des microplastiques ont été identifiés dans 9 spécimens sur 10.

Cette fréquence moyenne, qui peut paraître relativement faible, peut s'expliquer par deux éléments principaux déjà évoqués : 1) les petits microplastiques sont plus difficiles à détecter que les gros et, dans ce type d'étude, la limite inférieure se trouve en général au-dessus de 100 µm et 2) dans la grande majorité des cas, les microplastiques ne font que transiter, donc une analyse ne fournit qu'une information à un instant donné. Le nombre de microplastiques identifiés par individu et la fréquence d'occurrence indiquent que, dans le milieu naturel, l'exposition des poissons aux microplastiques est un phénomène constant et continu.

Comme pour les autres animaux, plusieurs voies sont proposées pour expliquer l'ingestion des microplastiques par les poissons (Roch *et al.*, 2020). Tout d'abord, les microplastiques peuvent être délibérément ingérés, après avoir été confondus avec de la nourriture ; ils peuvent aussi être ingérés passivement ou accidentellement pendant la recherche de nourriture ; enfin, ils peuvent être transférés via la chaîne alimentaire. Les contributions de ces différentes modalités en lien avec les stratégies alimentaires expliquent également les différences d'exposition entre les espèces de poissons. L'analyse détaillée de l'écologie des espèces montre que l'ingestion de microplastiques est positivement corrélée à l'abondance de plastique dans les eaux de surface. Elle montre également que l'habitat joue un rôle dans l'exposition, les espèces démersales[22] étant plus exposées que les espèces pélagiques. Les espèces prédatrices qui chassent activement sont également plus susceptibles d'ingérer du plastique et, logiquement, il y a une relation positive entre le niveau trophique[23] et l'ingestion de plastique.

Finalement, il faut noter que, outre l'ingestion de microplastiques qui reste la voie d'exposition majeure pour les poissons (Roch *et al.*, 2020), les expositions peuvent aussi avoir lieu par contact avec la peau et avec les branchies, notamment dans ce dernier cas pour les fibres.

Les effets sur la santé des poissons

Une analyse multi-espèces récente, comparant la toxicité de microplastiques pour de multiples espèces, montre que les poissons font partie des espèces les plus sensibles (Cui X. *et al.*, 2024). Elle met aussi en avant que la toxicité augmente quand la taille des microplastiques diminue. Comme pour les autres espèces précédemment citées, la toxicité des microplastiques est une combinaison des effets liés aux particules elles-mêmes et des effets liés aux produits chimiques qu'elles renferment, avec une contribution des additifs et des contaminants chimiques adsorbés (voir partie 1, chapitre 1, p. 24-31).

Les poissons, comme les autres animaux, sont soumis dans l'environnement à de multiples stress d'origine anthropique tels que la présence de polluants autres que les plastiques, le réchauffement climatique associé à une acidification des masses d'eau et une diminution des ressources, en particulier les premiers maillons de la chaîne trophique, qui peut se répercuter sur les maillons supérieurs. Parce qu'on ignore le

22. Les espèces démersales vivent au-dessus du fond. Ces espèces sont très mobiles mais très dépendantes du fond d'où elles tirent leur nourriture. Parmi elles, on trouve la dorade, le merlu, le merlan, la morue… À l'inverse, un poisson est appelé « pélagique » lorsqu'il vit dans les eaux proches de la surface ou entre la surface et le fond. Le hareng, la sardine, l'anchois, le maquereau, le thon… sont des poissons pélagiques.

23. En écologie, le niveau trophique caractérise la position d'un organisme dans un réseau trophique (ou chaîne alimentaire). Ce concept est couramment utilisé pour mieux comprendre les relations qui unissent deux organismes, par exemple : dans le cadre d'interactions proies-prédateurs, ainsi que pour aborder divers problèmes de bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire.

parcours et les diverses expositions subies par chaque individu au cours de sa vie, il est difficile, dans le milieu naturel, de faire la part des choses entre les altérations de l'état de santé des poissons et leur exposition à des microplastiques ou aux autres stress. L'indice de condition qui permet d'estimer l'embonpoint du poisson est un indicateur intégratif qui est souvent utilisé. Il ne semble pas y avoir de corrélation entre la quantité de microplastiques trouvés dans un poisson et son indice de condition (voir, par exemple, de Vries *et al.*, 2020). Cela ne permet pas de conclure à l'absence d'effet des microplastiques sur la santé des poissons, d'autant plus que, comme on l'a vu précédemment, la quantification des microplastiques dans les organismes ne donne qu'une image à un instant donné. Il ne permet pas non plus de rendre compte des effets sur la reproduction et donc des effets potentiels sur les populations. Si on se réfère à des biomarqueurs moléculaires, une méta-analyse récente a cherché à établir un lien entre la détection de microplastiques et le niveau de certains biomarqueurs, en particulier des biomarqueurs indicateurs d'une activation du système de défense antioxydant (Compa *et al.*, 2024). Sur la base des données obtenues chez plusieurs espèces de poissons, cette méta-analyse fait ressortir une faible mais significative relation entre la présence de microplastiques et le niveau d'acteurs antioxydants, la catalase (CAT) et la glutathion S-transférase (GST). Une élévation durable de la CAT a également été mise en évidence dans une méta-analyse similaire menée sur des mollusques bivalves (Li *et al.*, 2022). Cette deuxième étude montre que la GST est également activée, mais de façon transitoire seulement, ce qui n'en fait pas un marqueur robuste. Dans le cas des microplastiques pour lesquels les expositions sont permanentes mais à des niveaux faibles, on mesure la difficulté d'obtenir des biomarqueurs pertinents pour évaluer les effets des microplastiques sur la santé des poissons dans l'environnement, d'autant plus que ces biomarqueurs sont également activés par d'autres polluants.

En laboratoire, il est possible de contrôler les différents paramètres de façon à limiter les sources de variations et donc à pouvoir établir des liens plus simplement, même si cela se fait au détriment de la pertinence écologique. À ce jour, plus de 500 articles ont recensé les effets d'une exposition à des microplastiques sur les poissons. Comme pour les autres organismes, les premières expériences ont été réalisées en utilisant des conditions très éloignées des situations environnementales, par exemple : des sphères de polystyrène homogènes en taille. Ces premières expériences, indispensables pour établir les bases des connaissances et identifier les éléments importants pour la suite, ont progressivement été remplacées par l'utilisation de conditions se rapprochant plus des situations environnementales que ce soit en termes de concentrations, de diversité de formes, de tailles, etc.

Comme pour les autres espèces, on trouve une combinaison d'approches utilisant des biomarqueurs moléculaires génériques comme ceux présentés ci-dessus et des approches plus intégratives évaluant les conséquences au niveau individuel. Les analyses réalisées au niveau moléculaire mettent en évidence l'activation du système de défense antioxydant, une immunotoxicité et l'activation d'une inflammation. Ces effets sont parfois associés à des perturbations de la paroi intestinale (Compa *et al.*, 2024). Ces observations ne sont toutefois pas systématiques et de nombreuses études n'associent pas une exposition à des microplastiques à ces réponses. Les raisons à cette variabilité des réponses viennent probablement de la très grande diversité qui se cache sous le terme unique de « microplastiques ». L'analyse des réponses individuelles ne permet pas forcément de révéler les mécanismes impliqués mais elles sont plus informatives et prédictives en

termes d'effet sur les populations. Chez les poissons, des expositions menées en utilisant des concentrations de microplastiques se rapprochant raisonnablement des conditions environnementales ont conduit à la conclusion que les microplastiques pouvaient être toxiques dans le cadre d'une exposition chronique de longue durée (plusieurs mois) entraînant des perturbations de la croissance et de la reproduction (Cormier *et al.*, 2021 ; Cormier *et al.*, 2022). Chez la femelle en particulier, on observe un retard de croissance à partir du stade d'entrée en reproduction et une production moindre d'œufs. Les effets observés sont communs à plusieurs types de microplastiques (PE, PVC et mélanges issus de l'environnement). Ces effets physiologiques n'ont pas été associés à des modifications significatives des biomarqueurs de stress oxydant.

Il est possible que ces effets soient dus à des perturbations des équilibres énergétiques et à une dégradation du statut et du fonctionnement du microbiote intestinal. L'hypothèse du rôle du microbiote dans l'expression des effets physiologiques semble être un point commun à de nombreuses espèces. Chez les poissons, des expositions à des microplastiques ont ainsi été associées à des modifications du microbiote et de la composition des métabolites microbiens avec des conséquences sur le métabolisme de l'hôte, en particulier des métabolismes énergétiques et lipidiques (Adamovski *et al.*, 2021). Ces perturbations du microbiote pourraient expliquer les effets individuels observés après des expositions, en particulier si elles sont chroniques. Elles pourraient également expliquer l'activation du système de défense antioxydant, les inflammations et les altérations du système immunitaire, ainsi que les effets individuels observés après des expositions, en particulier les expositions chroniques. Il est important de signaler ici que, parmi les perturbations microbiennes associées à la présence des microplastiques, une augmentation de l'abondance de micro-organismes pathogènes (par exemple, les genres *Actinobacillus* et *Mycoplasma*) est observée, sans pour l'instant pouvoir associer directement ces modifications à l'apparition de maladies.

Conséquences pour la santé humaine

Au-delà d'un rôle dans l'induction directe de maladies, la présence de microplastiques dans les poissons pourrait favoriser leur dissémination. Le phénomène d'antibiorésistance, devenu un phénomène global, est lié à l'apparition de souches résistantes chez certaines bactéries précédemment sensibles à certains antibiotiques. Plusieurs mécanismes sont proposés pour expliquer l'expansion de cette antibiorésistance et le rôle des microplastiques dans ce processus (Stevenson *et al.*, 2024). On peut par exemple citer le transfert de gènes de résistance d'une bactérie résistante vers une bactérie sensible, qui pourrait être favorisé par le rôle concentrateur des microplastiques. Les microplastiques pourraient également diffuser des agents favorisants pour certains génotypes, que ces agents soient des additifs ou adsorbés depuis l'environnement. Ce phénomène pourrait être important dans le contexte de l'aquaculture et avoir des conséquences pour la santé humaine.

Comme on l'a vu, dans la très grande majorité des cas, les microplastiques ne font que transiter au travers du tube digestif des poissons, qui, en général, n'est pas consommé, ils ne contribuent donc probablement pas directement à l'exposition humaine. Cependant, les microplastiques peuvent délivrer vers les organismes qui les ingèrent à la fois les additifs qu'ils contiennent et les contaminants chimiques adsorbés lors de leur séjour dans l'environnement, qui pour certains ont la capacité d'être accumulés le long de la chaîne trophique.

⏩ Ingestion des plastiques chez les tortues marines

Gaëlle Darmon, Claude Miaud et Jean-Christophe Auguet

Les tortues marines, particulièrement vulnérables à la pollution plastique

L'ingestion est le type d'interaction faune-déchets le plus communément étudié. La recherche sur la pression des déchets sur la faune marine a considérablement avancé ces dernières années : en Méditerranée, la première étude documentant l'ingestion de déchets, publiée en 1988, portait sur la tortue caouanne *Caretta caretta*, puis, jusqu'en 2019, 23 % des articles scientifiques sur ce type d'interaction portaient sur les tortues marines (Anastasopoulou, Fortibuoni, 2022). Aujourd'hui, à l'échelle globale, les 7 espèces de tortues marines[24] sont connues pour ingérer des déchets, très majoritairement des plastiques, avec des quantités parfois impressionnantes (figure 2.2.2). Les estimations proposées par les modèles de distribution des déchets marins de Zhu *et al.* (2024) indiquent que les tortues vertes femelles transporteraient à l'échelle mondiale entre 7,5 et 8,2 tonnes de plastiques dans leur tractus gastro-intestinal.

Figure 2.2.2. Ce sont 217 g de déchets plastiques qui ont été retrouvés dans le système digestif de cette tortue caouanne de 48 kg (île de la Réunion, France).

Les revues de littérature scientifique ont montré que près d'une tortue marine sur deux ingère des déchets plastiques, toutes espèces et toutes zones géographiques confondues. Certains facteurs pourraient toutefois influencer le risque d'ingestion de déchets, comme la stratégie alimentaire : une espèce herbivore comme la tortue verte *Chelonia mydas* est

24. Les sept espèces de tortues marines sont : la tortue caouanne *Caretta caretta*, la tortue luth *Dermochelys coriacea*, la tortue verte *Chelonia mydas*, la tortue imbriquée *Eretmochelys imbricata*, la tortue olivâtre *Lepidochelys olivacea*, la tortue de Kemp *Lepidochelys kempii* et la tortue à dos plat *Natator depressus*. Leur statut de conservation à l'échelle globale est décrit comme « vulnérable » à « en danger critique d'extinction » sur la liste rouge de l'Union internationale de conservation de la nature.

la plus fréquemment affectée, la tortue luth *Dermochelys coriacea,* espèce de grande taille, avalerait les plus grandes quantités, alors que la tortue caouanne, plutôt omnivore, serait la moins affectée (Zhu *et al.*, 2024). La prédominance de déchets plastiques en fonction de l'espèce reste toutefois à préciser dans la mesure où 90 % des échantillons de cette étude provenaient de deux espèces distribuées dans deux régions océaniques distinctes (Est Atlantique pour *Chelonia mydas* et Méditerranée-Ouest Atlantique pour *Caretta caretta*). Or, la probabilité d'ingestion de déchets plastiques chez les tortues marines varie aussi géographiquement, certaines zones étant jugées plus à risques, comme la côte est des États-Unis, l'Australie, l'Afrique du Sud ou l'océan Indien. D'après Zhu *et al.* (2024), cela pourrait être causé par la proximité de régions où les systèmes de gestion des déchets sont moins performants et par la rencontre de courants marins qui pourraient créer des zones de concentrations de déchets. L'ingestion de déchets plastiques serait plus importante dans les zones très polluées, comme la mer Méditerranée dont la configuration quasi fermée (seulement ouverte sur l'océan Atlantique par le détroit de Gibraltar d'une largeur de 14 km) retient une des plus fortes pollutions de plastiques à l'échelle globale (Darmon *et al.*, 2022b). Le stade de vie pourrait aussi entrer en jeu : n'ayant pas encore acquis une force natatoire suffisante pour sélectionner les ressources plus riches dans le proche côtier, les plus jeunes individus, pélagiques, seraient les plus exposés aux déchets. Cependant, les analyses des facteurs de risque d'ingestion de déchets sont souvent peu puissantes, car généralement réalisées sur un petit nombre d'individus ou fondées sur la comparaison d'études menées à partir de méthodologies différentes et donc incomparables.

Variations spatiales de l'ingestion de plastiques parmi les tortues caouannes dans les eaux européennes

Dans le cadre du projet Indicit (2017-2020), des biologistes de centres de soin, des réseaux d'observateurs, des laboratoires vétérinaires et des chercheurs de France, d'Espagne, d'Italie, de Grèce, de Chypre, du Portugal, mais aussi de Tunisie et de Turquie ont mis en œuvre un protocole commun, visant à collecter des données standards sur la présence et sur les quantités de déchets ingérés par les tortues caouannes retrouvées mortes échouées ou après une pêche accidentelle. Ils ont aussi récupéré des rapports d'autopsie de tortues pour collecter des données historiques sur l'ingestion de déchets et sur les impacts sur les individus. Ainsi, un grand jeu de données collectées depuis 1988 a permis de rassembler des informations sur 1 103 tortues fréquentant l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée. À l'échelle de ces 8 pays, 69,2 % des individus avaient ingéré des déchets, dont plus de 90 % étaient des plastiques. Si on se concentre sur des données plus récentes et plus standards, depuis 2013, année de premier protocole diffusé dans le cadre de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (voir partie 1, chapitre 2, p. 42-52), cette fréquence atteint 73,6 % (802 individus). La fréquence d'ingestion et les quantités ingérées varient spatialement (figure 2.2.3).

En effet, des différences entre Atlantique et Méditerranée sont observées, bien qu'il ne soit pas possible de les expliquer à ce stade, le nombre d'individus étudiés en Atlantique étant beaucoup moins important. Néanmoins, la fréquence est plus importante côté Atlantique avec 68,1 % des tortues qui ont ingéré des déchets (Açores, côte atlantique française, îles Canaries) depuis 2013, contre 59 % en Méditerranée (côtes françaises incluant la Corse, côtes espagnoles incluant les Baléares et plusieurs sites

en Italie, en Grèce, à Chypre, en Tunisie et en Turquie). Toutefois, les quantités de déchets retrouvées dans le système digestif des tortues autopsiées sont plus importantes en Méditerranée, autant en termes de masse sèche, respectivement 0,2 (± 0,1) g en moyenne en Atlantique et 3,1 (± 1,8) g en Méditerranée, qu'en abondance, avec respectivement 2,6 (± 0,5) déchets et 8 (± 0,6) déchets. Les variations sont d'autant plus marquées à l'échelle du pays (figure 2.2.3). La fréquence d'ingestion est au minimum de 38,4 % en Turquie, et elle dépasse 70 % en France et en Espagne méditerranéennes (respectivement 77,7 % et 75,4 %), et même 80 % côté Atlantique, aux Açores (81,7 %) et aux îles Canaries (100 % sur 10 individus). Les quantités de déchets ingérés par les tortues caouannes sont considérées comme représentatives de la pression causée par les déchets marins et de l'efficacité des réglementations mises en œuvre pour lutter contre ce fléau (critère D10C3 de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin », voir partie 1, chapitre 2, p. 42-52).

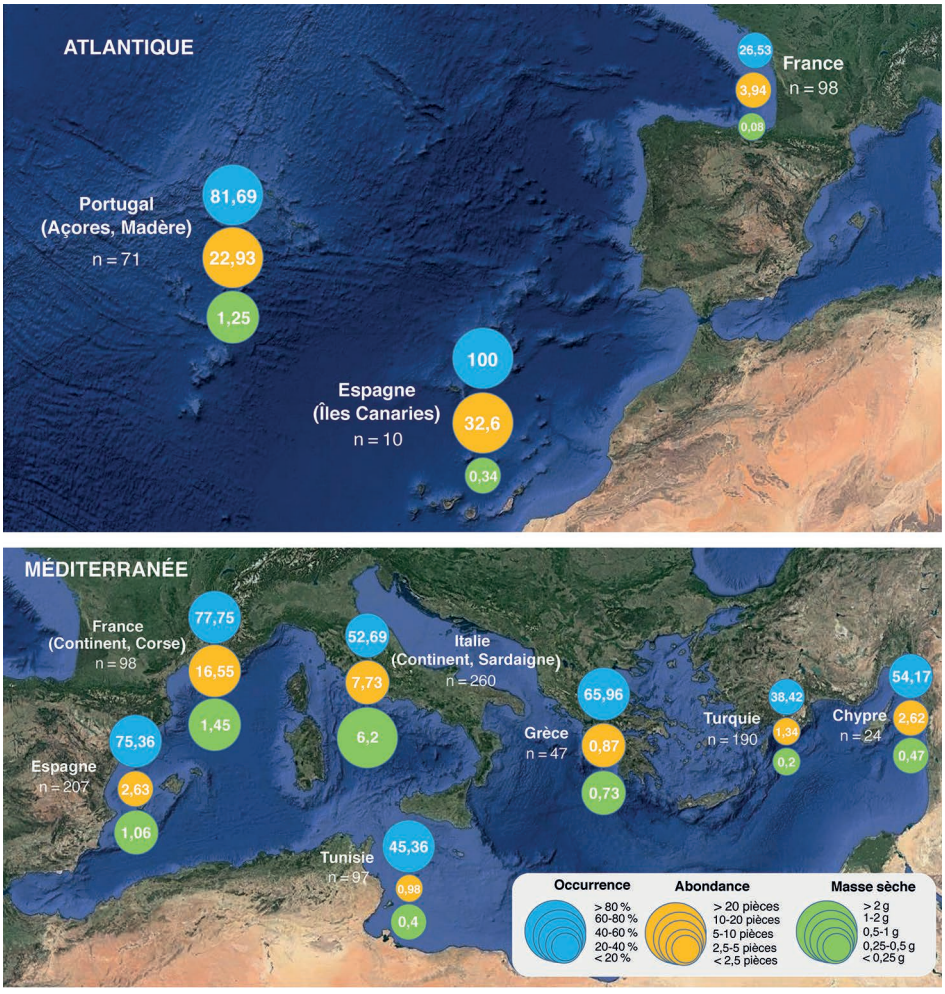

Figure 2.2.3. Variations spatiales de la fréquence d'ingestion parmi les tortues autopsiées (cercles bleus) et des quantités de plastique ingérées en nombre (cercles jaunes) et en masse sèche (cercles verts) entre 2013 et 2019, avec n = nombre d'individus.

Les tortues caouannes autopsiées dans le cadre du projet Indicit avaient ingéré 31,6 (± 4,61) g en moyenne, toute matière confondue, aussi synthétique que naturelle. Les plastiques constituaient 38,7 % de la masse sèche totale ingérée (93,9 ± 0,6 % de la masse de déchets, 95,5 ± 0,5 % du nombre de déchets).

Les caractéristiques des déchets ingérés et leurs quantités renseignent non seulement sur le comportement alimentaire des tortues, mais aussi sur les efforts à mettre en œuvre (figure 2.2.4). Certaines catégories sont plus régulièrement ingérées que d'autres, notamment les feuilles plastiques (comme les fragments de sacs ou les emballages alimentaires mous), des plastiques durs (types bouchons ou fragments cassés d'objets durs, tels que gobelets, ustensiles ou objets non identifiés), ainsi que des objets dits « filiformes », généralement issus de la pêche (fragments de fils ou filets de pêche) ou plus rarement des fibres textiles. Les objets retrouvés sont de nature très variable : tasses, cotons-tiges ou bâtons de sucettes, ballons, rince-doigts ou encore serviettes hygiéniques ou filtres provenant de stations d'épuration, par exemple. La majorité des objets retrouvés sont blancs ou transparents (3,4 ± 0,3 fragments en moyenne) et moins souvent de couleurs foncées (1,1 ± 0,1 fragment) ou claires (1 ± 0,1 fragment).

Figure 2.2.4. Exemples de plastiques communément ingérés par des tortues marines : à gauche, emballages de sucreries et fragments de sacs, cordages et ballons de baudruche excrétés par une tortue caouanne en centre de soin (Corse, 2021) ; à droite, bouchon de bouteille, fiole et fragments de sacs et emballages retrouvés dans le système digestif d'une tortue caouanne (Corse, 2018).

Quels sont les impacts de l'ingestion de déchets sur la santé des individus ?

La directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » prévoit d'évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre en fonction de seuils au-delà desquels les plastiques ingérés par les tortues marines sont susceptibles d'impacter la santé des individus avec des conséquences sur la viabilité des populations. Plusieurs méthodes ont été proposées pour établir un tel seuil (Darmon *et al.*, 2022a ; Matiddi *et al.*, 2024), mais aucun n'est

encore officiellement défini. Matiddi *et al.* (2024) ont d'ailleurs évalué que l'état actuel d'ingestion de déchets parmi les tortues caouannes en Italie (taille de l'échantillon : 459 individus entre 2017 et 2021) dépasse les seuils, quel que soit le scénario envisagé, par exemple celui fondé sur le minimum observé et indépendamment de la santé de l'individu (figure 2.2.3). En effet, 63,4 % des individus étudiés avaient ingéré des déchets (10 ± 1,1 items par individu en moyenne, ou 1,3 (± 0,3) g).

Évaluer l'état de santé d'une tortue marine n'est pas aisé, en particulier à partir d'individus retrouvés morts, sans données sanguines, ni comportementales. Quand bien même nous manquons encore cruellement de données pour définir les gammes de valeurs des paramètres sanguins ou enzymatiques indiquant un bon état de santé physiologique chez les tortues. En relevant les observations publiées dans la littérature sur plusieurs espèces, Anastasopoulou et Fortibuoni (2022) ont listé les effets les plus fréquemment identifiés : mortalité, changements de comportement alimentaire ou de locomotion, impacts physiologiques, diminution de la croissance corporelle, translocation de microplastiques ou de toxines du tractus intestinal au sang ou aux organes et blessures. En effet, les objets contondants peuvent perforer le système digestif, et les objets mous ou l'accumulation d'objets peuvent l'obstruer, causant directement la mort de l'individu. Cela peut aussi induire une fausse sensation de satiété, influençant effectivement le comportement alimentaire de l'animal, avec des répercussions sur la condition physique des individus et des conséquences sur leur survie ou leur capacité de reproduction. Plusieurs éléments vont ainsi influencer l'état de santé, comme les réponses biochimiques liées à l'ingestion de déchets (nécroses cellulaires, effets neurotoxiques, toxicité hépatique, effets œstrogéniques et réduction de la testostérone, diminution du système immunitaire aussi liés aux additifs ajoutés lors de la fabrication des polymères).

Parmi les tortues autopsiées dans le cadre du programme Indicit, la mort a été attribuée aux déchets dans seulement 14 cas, soit moins de 2 %. Pour Matiddi *et al.* (2014), un impact létal serait peu probable en dessous de 0,05 g de déchets ingérés. Cependant, un seul objet, selon sa forme ou de sa taille, suffit parfois à causer la mort. Toutefois, il est très difficile d'attribuer les causes de la mort et, dans la plupart des cas, la cause reste indéterminée. D'autant plus que les déchets peuvent induire une mortalité indirecte ou d'autres conséquences sur la santé. Si une partie peut être excrétée, le temps de transit des objets ingérés est généralement compris entre 10 et 14 jours, mais peut parfois dépasser un mois. Les biologistes des centres de soin observent fréquemment des troubles de flottaison empêchant les tortues de plonger et de s'alimenter. D'autres paramètres de l'état de santé ont donc été étudiés, afin d'évaluer les effets directs (blessures) ou indirects sur la condition corporelle et, à ce stade, les chercheurs n'ont pas mis en évidence d'effets marqués sur la masse ou sur la taille des individus. Toutefois, ils constatent que 30,5 % des individus ont ingéré plus de plastiques que de nourriture naturelle. La proportion moyenne de plastiques dans le système digestif, relativement à la masse de nourriture naturelle, est évaluée en moyenne à 38,8 (± 1,3) % par individu, ce qui, d'après les modèles physiologiques de Marn *et al.* (2020), pourrait empêcher les femelles d'atteindre la maturité sexuelle et d'être en capacité de se reproduire, faute de réserves énergétiques suffisantes, et cela pourrait avoir des répercussions sur la dynamique des populations.

Dans le cadre du projet Caoua (2022-2024), qui a justement permis de collecter des échantillons de fèces sur une centaine de tortues vivantes afin de de caractériser l'impact des contaminations microplastiques sur la physiologie et sur le microbiote intestinal des

tortues caouannes le long de la côte méditerranéenne ibérique, il a été mis en évidence une influence significative de la concentration en microplastiques contenus dans les fèces à la fois sur la diversité du microbiote (plus élevée en présence de microplastiques) mais également sur sa composition avec l'apparition de pathogènes en présence de microplastiques. Les plastiques pourraient donc agir comme fomites (c'est-à-dire comme vecteurs passifs) de pathogènes chez les tortues, un rôle qui a déjà été mis en évidence chez d'autres organismes marins (Naudet *et al.*, 2023). Au-delà du rôle de fomites des matières plastiques, c'est aussi leur effet potentiellement dysbiotique sur la composition du microbiote intestinal qui pourrait générer des effets chroniques plus insidieux. Toute déstabilisation de la composition et de la diversité du microbiote intestinal au-delà des variations naturelles est susceptible d'interférer avec les voies métaboliques, sur la physiologie et sur le comportement de l'hôte (Amato, 2016), sur les processus nutritionnels (Chae *et al.*, 2020), sur les performances cognitives de l'animal et sur la réponse immuno-inflammatoire au niveau de la barrière intestinale (Belkaid, Harrison, 2017). Dans le cas du projet Caoua, nous avons justement observé un lien significatif entre la concentration en microplastiques et la réponse immuno-inflammatoire avec notamment une augmentation de la concentration en glucose sanguin et une augmentation des cellules immunitaires. Tous ces résultats semblent indiquer que les microplastiques ont potentiellement un effet à la fois sur le microbiote, sur la physiologie et donc sur la santé des tortues caouannes. Cependant, il apparaît nécessaire de continuer les recherches sur ces thématiques afin de préciser si ces effets sont directs, indirects en passant par une déstabilisation du microbiote intestinal ou les deux.

⏩ Impacts sur les organismes ingénieurs marins

Franck Lartaud

Des écosystèmes clés particulièrement exposés

Comme les milieux terrestres, les environnements marins sont susceptibles d'héberger des organismes capables de modifier ou de créer des habitats. Parmi eux, les plus représentatifs sont les coraux constructeurs de récifs qui peuvent édifier des structures longues de plusieurs dizaines de kilomètres, aussi bien dans les eaux tropicales (par exemple, la Grande Barrière de corail au large de l'Australie) qu'en profondeur (récifs de *Lophelia* à 800 m de profondeur au large de la Mauritanie) et sont reconnus comme *hotspot* de biodiversité. D'autres espèces ingénieures sont présentes dans les océans et peuvent former des structures en trois dimensions de tailles métriques à pluridécamétriques, comme le coralligène par des algues rouges, les herbiers de posidonies, les massifs formés par les hermelles (vers tubicoles) ou encore les amas coquilliers de bivalves (huîtres, moules). Ces structures ont un rôle clé dans le maintien et le développement de la biodiversité, ayant conduit les autorités à inscrire spécifiquement l'habitat « Récifs 1170[25] » comme d'intérêt communautaire dans la directive européenne « Habitat-Faune-Flore » (DHFF) en vue d'assurer leur préservation, ainsi que de la faune associée.

25. L'habitat Récifs (code UE : 1170) comprend tous les récifs d'origine géogénique ou biogénique se trouvant sur substrats durs ou meubles. Il s'agit d'habitats naturels reconnus d'intérêt communautaire en raison de la riche biodiversité qu'ils peuvent accueillir. La directive européenne « Habitats Faune Flore » (92/43/CEE du 21 mai 1992) vise à promouvoir la protection et la gestion des espaces naturels à valeur patrimoniale.

Les écosystèmes formés par les organismes ingénieurs marins sont toutefois particulièrement exposés à la pollution plastique. Les concentrations de macrodébris, pour l'essentiel d'origine plastique, peuvent atteindre près de 8 500 à 85 000 morceaux par kilomètre carré dans les eaux récifales des Philippines, des Comores et du Brésil, ce qui correspond à 520 débris sur l'équivalent d'un terrain de football (Pinheiro *et al.*, 2023). Même les environnements profonds se trouvent affectés par ce type de pollution, notamment les canyons sous-marins abritant des récifs formés de coraux d'eau froide, éponges et huîtres profondes. Différents objets composés de plastique (sacs, bouteilles, filets et lignes de pêche) sont ainsi régulièrement observés à plusieurs centaines de mètres de profondeur (figure 2.2.5). La Méditerranée peut présenter des concentrations atteignant plusieurs dizaines de milliers de morceaux par kilomètre carré, comme dans les canyons catalans (> 25 000 items/km^2 pour les canyons de La Fonera et cap de Creus) ou au sud de l'Italie (> 500 000 items/km^2 dans le canyon de Messine) (Hernandez *et al.*, 2022).

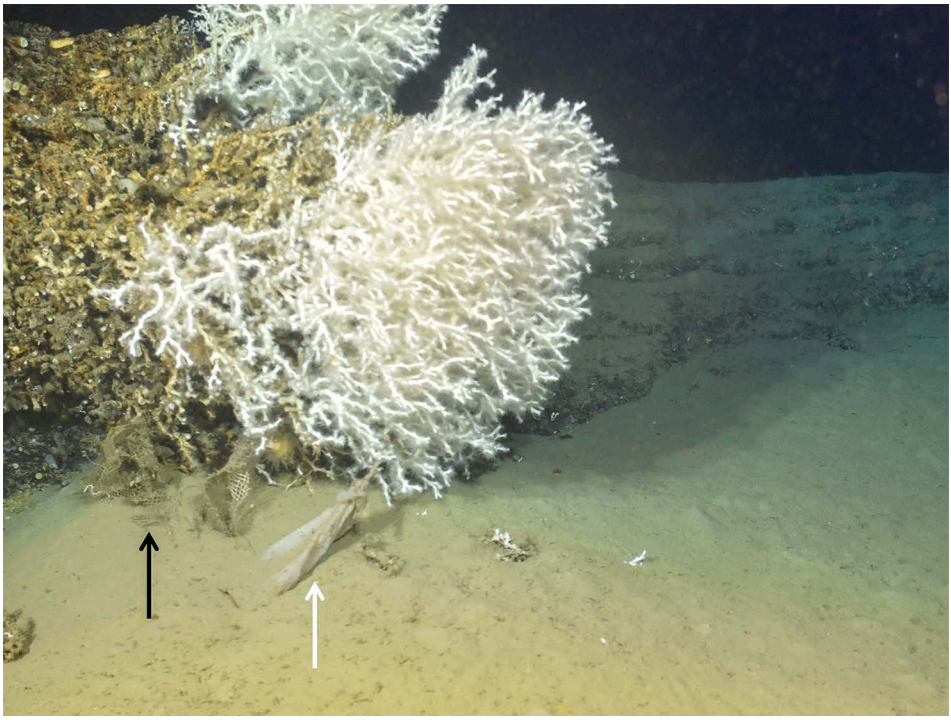

Figure 2.2.5. Sac plastique (flèche blanche) et filet de pêche (flèche noire) accrochés dans un récif corallien à 500 m de profondeur dans le canyon Lacaze-Duthiers (golfe du Lion, au large de Banyuls-sur-Mer, 2023).

Les espèces ingénieures sont également fortement exposées aux microplastiques, et agissent comme un puits ou un filtre naturel du milieu. On mesure ainsi 9 000 à 49 700 microparticules par mètre carré dans les coraux, contre seulement 74 micropart./m^2 dans l'eau et 23 à 1 000 micropart./m^2 dans le sédiment environnant (Soares *et al.*, 2023). Les amas de Mytilidés sont aussi des systèmes agglomérant de grandes concentrations en microplastiques, quelle que soit la zone géographique.

Des teneurs de 1 à 7 microplastiques par individu sont mesurées dans les moules collectées en Chine, en Norvège, au Royaume-Uni, en Turquie. Ces valeurs peuvent atteindre 15 à 19 particules par individu pour la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis* provenant d'Italie ou d'Espagne (Expósito *et al.*, 2022).

Des effets à l'échelle de l'organisme…

Bien que leurs effets soient moins étudiés que sur la mégafaune telle que tortues et cétacés, les macrodéchets affectent aussi les organismes ingénieurs marins. L'enchevêtrement de plastiques dans les coraux peut entraîner la casse des colonies, des hémorragies, une asphyxie ou réduire leur capacité d'alimentation, en agissant comme une barrière au flux de zooplancton capturé par les polypes (Lartaud *et al.*, 2020). Certaines espèces coloniales semblent néanmoins en mesure d'adopter une stratégie d'évitement, qui, bien qu'énergétiquement coûteuse, rendrait l'effet des macrodéchets moins néfaste que celui des microplastiques sur le long terme (Mouchi *et al.*, 2019).

Par des mécanismes actifs de filtration (par exemple, bivalves) ou de capture de proies (par exemple, coraux via leurs tentacules), possiblement facilités par la production de mucus, les organismes ingénieurs ingèrent en effet de grandes quantités de microplastiques. Une fois consommés, les microplastiques peuvent diffuser de la cavité stomacale vers l'ensemble des tissus (Al-Sid-Cheikh *et al.*, 2018 ; Hierl *et al.*, 2021). Les impacts varient en fonction des espèces et des concentrations d'exposition (figure 2.2.6).

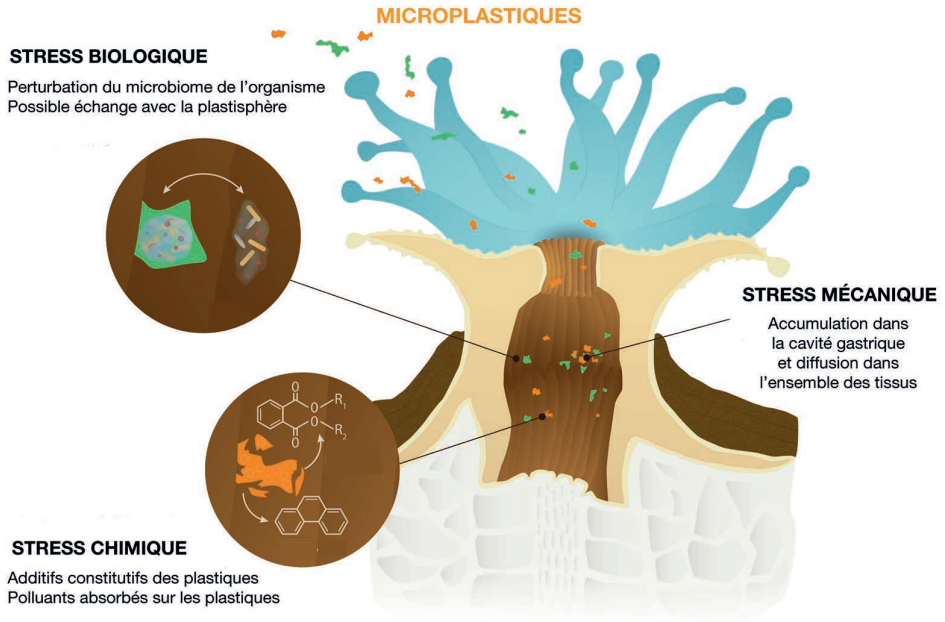

Figure 2.2.6. Synthèse des voies de stress des organismes exposés aux microplastiques.

Chez les coraux, parmi les principaux effets observés, nous pouvons citer : une altération du comportement (production de mucus, activité des polypes), un retard de croissance (par exemple, de près de 40 % chez les coraux d'eau froide), une baisse des réserves énergétiques liée à une réduction de l'alimentation par faux sentiment de satiété et un fort taux d'égestion des particules consommateur d'énergie, une modification de la densité des symbiontes photosynthétiques et parfois une nécrose des tissus (Lartaud *et al.*, 2020). Cette dégradation de l'état de santé peut amener les organismes à être plus sensibles à d'autres effets de stress, tels que l'entrée de pathogènes et virus, et *in fine* engendrer leur mort. Il a ainsi été montré que la probabilité d'infections pouvait augmenter jusqu'à près de 90 % pour les coraux en contact avec des plastiques (Lamb *et al.*, 2018). Même s'il est pour l'heure difficile de lier un passage direct entre les micro-organismes se développant sur les plastiques (c'est-à-dire la plastisphère) et le microbiome du corail, l'exposition aux microparticules semble affecter notablement l'équilibre des micro-organismes associés à leur hôte (Corinaldesi *et al.*, 2021). Finalement, le relargage de polluants constitutifs ou adsorbés par les plastiques est une source additionnelle de contamination des organismes. En effet, la présence de phtalates a été identifiée dans les écosystèmes coralliens des Maldives (Saliu *et al.*, 2019).

Chez les mollusques bivalves, une exposition aux micro- ou aux nanoplastiques peut entraîner une perturbation des activités de respiration et de nutrition (Sussarellu *et al.*, 2016 ; Maes *et al.*, 2020 ; Revel *et al.*, 2020) en lien avec des interactions physiques avec les appendices respiratoires et digestifs, mais aussi avec une toxicité des composés chimiques relargués sur les cellules branchiales comme cela a été suggéré chez l'huître *Crassostrea gigas* (Tallec *et al.*, 2022). Ces perturbations peuvent altérer l'équilibre énergétique global de l'animal et avoir des répercussions sur les performances à long terme sur sa croissance et sa reproduction (Bringer *et al.*, 2021). Ainsi, l'exposition pendant deux mois d'huîtres adultes à des microsphères de polystyrène entraîne une diminution de la qualité et de la quantité des gamètes (– 38 %), du taux de fécondation (– 41 %) et de la croissance des larves (– 20 %) (Sussarellu *et al.*, 2016). Ici encore, ces effets étaient liés à une perturbation du métabolisme énergétique et à la présence de composés toxiques. Des effets ont également été observés sur les gamètes ou chez les jeunes stades de vie (embryons, larves), stades particulièrement sensibles aux contaminants et dont la survie est déterminante à la pérennité de l'espèce (Tallec *et al.*, 2018).

… qui se répercutent à l'ensemble de l'habitat

La fonction ingénieur étend le problème à l'ensemble de l'écosystème. En étant au cœur de l'habitabilité d'un environnement, le maintien du bon état de santé des organismes ingénieurs est essentiel pour la biodiversité associée. Par ailleurs, la forte concentration d'espèces associées aux herbiers et structures récifales accumulateurs de plastiques les rend plus exposées que celles du reste de l'océan. Mammifères marins, tortues, oiseaux marins, poissons et crustacés vivant au sein ou proche des récifs sont ainsi notablement affectés par les plastiques. Ainsi, 95 % des poissons demoiselles vivant sur la Grande Barrière de corail ont ingéré des microdébris (fibres polyester ou particules de polyéthylène) (Jensen *et al.*, 2019).

Les impacts des plastiques pouvant grandement varier selon l'espèce ingénieure considérée, les conséquences sur la morphologie des futurs habitats peuvent être drastiques. La plupart des études montrent une meilleure résilience à la pollution plastique des coraux massifs, tels que *Porites spp*., que les coraux branchus, comme *Acropora spp*. et *Pocillopora spp*. (Reichert *et al.*, 2018, 2019). Alors que ces derniers forment des structures tridimensionnelles plus complexes, à même d'accueillir une riche biodiversité, leur remplacement par des bâtisseurs formant des récifs plus restreints, à l'architecture moins élaborée, affectera la diversité biologique associée. Ce type de modification de paysage sous-marin est déjà observé sous l'effet du changement climatique, l'effet des plastiques risque d'accélérer ce processus et d'entraîner une perte de biodiversité plus sévère, mais aussi des services que ces organismes ingénieurs fournissent à l'humanité (rôle de digue naturelle contre les tempêtes, puits et stockage de carbone, ressources de pêche et d'activités économiques comme le tourisme…).

⏩ Les phénomènes d'enchevêtrement, un impact direct sur les organismes marins

Claude Miaud et Gaëlle Darmon

L'enchevêtrement, ou emmêlement, est défini comme le processus ou l'état d'être enveloppé, piégé ou coincé dans les déchets. Les déchets marins sont des objets qui ont été délibérément jetés ou involontairement perdus, directement en mer ou bien transportés par les vents et les fleuves, et qui peuvent être observés à la surface, dans la colonne d'eau, sur le fond et sur la côte.

De très nombreuses espèces marines, parmi les mammifères, les oiseaux, les poissons, les tortues et les invertébrés, subissent l'enchevêtrement dans les déchets marins. Le comportement, le stade de vie ou l'âge peuvent jouer un rôle significatif dans la probabilité d'être enchevêtré dans les déchets, certains pouvant être plus attrayants ou avec de plus fortes conséquences que d'autres. Les déchets marins à l'origine de l'enchevêtrement proviennent de nombreuses sources terrestres et marines, tels que les emballages et les débris d'engins de pêche abandonnés. Les déchets provenant des activités de pêche correspondent à des engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés en mer à cause des intempéries, des accrocs sous la surface, des emmêlements avec d'autres engins ou des interactions avec d'autres navires. Les données relatives aux espèces enchevêtrées dans les engins de pêche précisent cependant rarement si cet enchevêtrement a été causé par un engin en action de pêche, qui a été coupé, puis emporté par l'individu enchevêtré, ou s'il est dû aux déchets des activités de pêche. Les méthodes utilisées pour recueillir des informations sur l'enchevêtrement varient selon les taxons. De nombreuses observations sont faites par les centres de soins où sont accueillis des animaux en détresse (principalement des mammifères, oiseaux et tortues marines), par les réseaux d'échouage et d'observateurs en mer, par les pêcheurs professionnels et par des scientifiques. La participation d'un public plus large en lien avec les activités nautiques peut contribuer à cette collecte de données. Plus récemment, les observations partagées sur les réseaux sociaux (photographies, vidéos) se sont révélées être une riche source d'information sur l'enchevêtrement de la faune sauvage dans les déchets en mer. Pour les observations sur les fonds marins, les sources sont principalement les campagnes photographiques et les explorations de plongée avec des véhicules télécommandés réalisées par des professionnels.

Les espèces impactées

Plus de 350 espèces marines ont été recensées comme étant enchevêtrées dans des débris plastiques (Kühn, van Franeker, 2020) dans toutes les régions du monde (Høiberg *et al.*, 2022). L'enchevêtrement est décrit chez 51 des 123 espèces de mammifères marins. Il est maintenant presque omniprésent dans certaines grandes populations de baleines. L'observation des traces de cicatrisation chez le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) indique que 29 % des individus des populations du Pacifique Nord, plus de 50 % des individus d'Alaska et plus de 78 % des individus d'Atlantique Nord ont été enchevêtrés au moins une fois. De nombreux individus sont observés transportant des déchets (11 % des baleines franches de l'Atlantique Nord), et ce, pendant des mois, voire des années. L'emmêlement dans les engins de pêche est la principale cause de mortalité des grandes baleines dans l'ouest de l'Atlantique Nord et contribue à la mortalité des espèces de mammifères marins dans le monde entier. En Europe, l'enchevêtrement dans les déchets marins a été rapporté chez le globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*, de 5 à 19 % des individus observés au Royaume-Uni) et le dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba*, 1,5 % chez les individus échoués en Espagne). On estime que 300 000 baleines, dauphins et marsouins meurent chaque année après s'être empêtrés dans les déchets et les engins de pêche, chiffres certainement sous-évalués car la plupart des animaux qui meurent ne sont pas observés (en mer ou échoués). Les pinnipèdes (phoques et otaries) souffrent aussi de leur forte exposition aux déchets marins : 67 % (22 sur 33) des espèces étudiées présentent des traces ou des séquelles d'emmêlement, et toutes les classes d'âge sont touchées. Les bandes plastiques utilisées pour l'empaquetage des cannettes de boisson causent par exemple plus de 50 % des enchevêtrements du cou des otaries de Steller (*Eumetopias jubatus*) en Alaska.

En Europe, sur les 350 phoques secourus chaque année par le principal centre de sauvetage des Pays-Bas, 20 individus (6,5 %) sont trouvés enchevêtrés (Claro *et al.*, 2019), plus fréquemment chez le phoque gris (*Halichoerus grypus*) que chez le phoque commun (*Phoca vitulina*), et plutôt chez les jeunes individus (figure 2.2.7).

Figure 2.2.7. Exemple de mammifères marins (phoques) enchevêtrés dans des déchets de pêche.

Chez les oiseaux, 265 espèces ont été décrites enchevêtrées dans des déchets plastiques, parmi lesquelles 147 espèces d'oiseaux marins, 69 espèces d'oiseaux d'eau douce et côtiers, et 49 espèces d'oiseaux terrestres. Ces espèces représentent 36 % des oiseaux marins et 10 % des oiseaux d'eau douce. Les engins de pêche sont responsables de 83 % des emmêlements chez ces 265 espèces d'oiseaux empêtrés à l'échelle mondiale. Il est possible d'évaluer la pression exercée par les déchets sur les oiseaux marins en observant et en analysant les emmêlements de certaines espèces comme le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*) et le fou de Bassan (*Morus bassanus*) : ils peuvent être directement emmêlés dans ces déchets au cours de leur activité de pêche, mais ils utilisent aussi ces déchets dans la construction ou la consolidation de leurs nids, ce qui peut entraîner un nouveau risque d'enchevêtrement (figure 2.2.8). Chez le fou de Bassan, le taux d'enchevêtrement observé est de 0,36 % en Méditerranée, de 1,9 % en France (golfe de Gascogne) et dépasse 20 % en Mauritanie. De 2012 à 2014, des déchets ont été trouvés dans 12 à 98 % des nids de cormorans de différentes colonies en France (Cadiou, Fortin, 2015).

Figure 2.2.8. Exemple d'oiseau marin (fou de Bassan) mort enchevêtré dans des déchets au nid.

Une étude portant sur les principaux océans où vivent les tortues marines montre que la grande majorité (91 %) des tortues trouvées enchevêtrées dans des déchets sont mortes. Certaines peuvent être grièvement blessées — ces blessures entraînent des mutilations, des amputations ou des étouffements — et celles qui survivent doivent traîner avec elles des déchets de tailles très variées. Une enquête réalisée auprès des auteurs d'articles scientifiques sur les effets des déchets plastiques sur les tortues marines permet d'estimer qu'au moins 1 000 individus seraient tués annuellement par emmêlement dans les déchets d'origine anthropique (Duncan *et al.*, 2017), sachant que ce chiffre est très certainement largement sous-évalué car les études ne couvrent

pas l'ensemble des aires de répartition de ces tortues. Dans les îles Canaries, 45,7 % des tortues caouannes échouées de 1998 à 2003 (906 individus) ont été trouvées empêtrées dans des filets, dans du plastique, dans des cordes ou dans d'autres déchets flottants (Calabuig, Liria-Loza, 2007). La tortue caouanne et la tortue verte (en Méditerranée) et la tortue luth (en Atlantique) sont trouvées enchevêtrées dans des filets de pêche perdus, dans des lignes de pêche en nylon et des ficelles en plastique, dans des bagues d'emballage de cannettes, dans des emballages, dans des sangles d'emballage en plastique, etc. (figure 2.2.9). Des tortues ont également été découvertes empêtrées dans toute sorte d'autres déchets, tels que des chaises en plastique, des caisses en bois, des ballons-sondes atmosphériques et des amarres de bateaux. Aux îles Canaries, les déchets les plus fréquents causant l'enchevêtrement des tortues marines sont les sacs en plastique et les toiles d'ombrage utilisées dans l'agriculture (en raphia).

Figure 2.2.9. Exemple de tortue marine (tortue verte) enchevêtrée dans des déchets (filets de pêche).

Des cas d'enchevêtrement dans des déchets ont été décrits chez près d'une centaine d'espèces de poissons, entraînant parfois des blessures importantes chez les espèces longévives comme les requins. Un pourcent des individus de la population de requin-hâ (*Galeorhinus galeus*) d'Atlantique Nord, 2,1 % des individus de requin nourrice (*Ginglymostoma cirratum*) de la population du Cap-Vert et 1 % des individus de requin bleu (*Prionace glauca*) de Méditerranée présentent des signes d'enchevêtrement, principalement dans des déchets issus des activités de pêche.

Des requins bleus juvéniles ont été observés en Espagne, empêtrés dans des sangles en plastique autour de leur région branchiale, causant plusieurs degrés de blessures sur la musculature dorsale et les nageoires pectorales. Ce phénomène a été corroboré par un programme d'observation de la pêche à la palangre au Portugal où une trentaine de

requins bleus a été signalée emprisonnée dans un objet en forme d'anneau (anneaux, sangles) utilisé, par exemple, pour l'emballage des appâts. Les photographies prises lors de cette enquête montrent des blessures profondes dues aux déchets.

Les invertébrés marins sont également concernés par les risques d'enchevêtrement avec les déchets, principalement ceux qui vivent sur les fonds marins comme les crabes, homards, échinodermes, hydrozoaires, coraux et éponges (plus de 100 taxons documentés). Sur les côtes italiennes, les observations réalisées le long d'affleurement coralligène (transects de 200 m de long) montrent des pourcentages d'enchevêtrement de différentes espèces de coraux allant de 2 à 18 % de leurs surfaces respectives.

Les causes de l'emmêlement

Différentes raisons, selon les espèces, peuvent expliquer l'enchevêtrement des animaux dans les déchets. Les animaux peuvent être attirés par les débris en raison de leur comportement alimentaire spécifique (régime alimentaire opportuniste), du comportement exploratoire et ludique des individus immatures (mammifères marins), de l'état de santé des animaux (mammifères marins), de leurs caractéristiques anatomiques (capacités de vision/perception, qui ne permettent pas de discriminer les ressources alimentaires des débris) ou d'autres facteurs écologiques (par exemple, les tortues marines immatures utilisant les courants sont plus exposées aux agrégations de débris dans les gyres). Chez les espèces benthiques fixées (des fonds marins), l'enchevêtrement se produit lorsque les débris coulent vers le fond de la mer.

L'âge et le comportement spécifique des mammifères pourraient être les principaux facteurs influençant l'occurrence de l'enchevêtrement. Chez les marsouins communs piégés dans les filets, la proportion des subadultes/juvéniles par rapport aux adultes varie suivant les régions.

Les effets sur la santé

L'enchevêtrement dans les déchets marins est un problème mondial qui entraîne chaque année la mort ou de graves problèmes de bien-être de milliers d'animaux marins dans le monde (Werner *et al.*, 2016). L'enchevêtrement peut causer des effets chroniques ou sublétaux qui altèrent les performances biologiques et écologiques d'un individu au fil du temps, y compris une réduction de la mobilité, de l'agilité ou de la capacité d'ingérer ou de digérer des aliments, ainsi qu'une réduction de la condition physique, altérant alors le succès de la reproduction et de survie.

La mort immédiate peut être causée par une asphyxie directe, en empêchant les animaux de refaire surface (principalement pour les petits animaux pris au piège par des objets lourds ou de grande taille), par des ligatures autour du cou ou par l'occlusion de l'évent du cétacé, par la réduction de la capacité à s'échapper des prédateurs ou par l'impossibilité d'évitement des collisions avec les navires. Les lésions tissulaires, comme les lésions cutanées accompagnées d'ulcérations, ou la mort des tissus musculaires (myosite nécrosante) sont une conséquence de l'enchevêtrement répandue.

Les ligatures des cordes et des cordons peuvent causer une amputation ou des blessures qui laissent des lésions ouvertes à l'infection, réduisant d'autant plus les chances de survie. Ces blessures externes peuvent entraîner la rupture de l'artère carotide par des ligatures incarnées en particulier chez les phoques. Des lésions des tissus aussi graves

sont également responsables d'issues fatales chez les baleines. La perte des nageoires et de la queue chez les baleines, les dauphins, les marsouins ou les requins est peu probable, mais des dommages à la queue et des déformations ont été observés, et s'ils affectent l'axe bilatéral de symétrie le long de la colonne vertébrale (ligne médiane), ils sont considérés comme une blessure très grave.

Chez les tortues marines, l'enchevêtrement peut entraîner une perte totale ou d'une fraction des nageoires, limitant grandement les capacités de plongée, d'alimentation et de nidification. De plus, les moignons de nageoires sont vulnérables aux attaques de prédateurs. Toutes les espèces de tortues marines sont sensibles à l'enchevêtrement. Des effets importants ont été décrits même dans la production des sites de ponte des tortues, comme cela a été observé dans la colonie de tortue caouanne du Cap-Vert, où les lésions de la nageoire arrière chez les femelles nicheuses pouvaient les rendre incapables de creuser leur nid, les empêchant de participer à la dynamique de leur population (Sanchez-Sierra Campillo, 2017).

Chez les invertébrés benthiques, l'enchevêtrement peut entraîner une réduction de la mobilité et des dommages (par exemple, la brisure de branches chez les coraux).

Conclusion

Les effets délétères des macroplastiques sur la faune terrestre et marine sont aujourd'hui bien identifiés. Les gros objets en plastique peuvent s'avérer mortels (étouffement, malnutrition) en cas d'ingestion ou d'enchevêtrement. Si la nocivité des macroplastiques pour la faune ne fait plus aucun doute, les effets des micro- et nanoplastiques dans l'environnement sont plus subtils et parfois difficiles à imputer spécifiquement aux particules de plastiques. Les expériences menées en laboratoire ont par contre permis de mettre clairement en évidence les liens entre exposition aux micro- ou nanoplastiques et des effets physiologiques. Lorsqu'ils se fragmentent en microplastiques, puis en nanoplastiques, les risques d'exposition de l'ensemble des organismes vivants sont décuplés et constituent une menace plus insidieuse, invisible à l'œil nu. Leur toxicité dépend de la durée d'exposition, de la sensibilité des espèces et de la nature des matériaux plastiques (type de polymère et présence d'additifs, présence ou non de polluants associés, taille et forme des particules, etc.). Plus les particules sont petites, plus le risque de translocation est important. L'écotoxicité de nombreux additifs utilisés dans les plastiques pour modifier leurs propriétés est également mise en évidence. Dans l'environnement, les micro- et nanoparticules de plastique peuvent modifier les propriétés physico-chimiques du milieu ; lorsqu'elles sont absorbées par les organismes (animal et végétal), elles ont des répercussions toxiques et fonctionnelles, avec notamment des effets sur le comportement, sur le système immunitaire, sur le développement, sur la croissance, sur la reproduction, sur la longévité, voire des modifications d'ordre génétique, en particulier lors d'une exposition chronique. Ces perturbations, qui varient selon les espèces et les types de plastiques, pourraient conduire à de graves dysfonctionnements écologiques (figure 2.2.10). Un certain nombre d'effets semblent communs à plusieurs groupes taxonomiques (par exemple, des modifications du microbiote intestinal), mais il reste de nombreuses inconnues pour comprendre quels mécanismes sont à l'œuvre et pour pouvoir généraliser ces effets. Ainsi, des études supplémentaires sur l'influence de la taille et de la composition chimique des microplastiques sur leur toxicité seraient nécessaires pour pouvoir évaluer efficacement le risque écologique et accompagner les politiques publiques vers les mesures appropriées.

Dans cette partie, nous avons passé en revue les effets d'une exposition à des plastiques, sous les formes de macro-, micro- et nanoplastiques, chez une large palette d'organismes de nombreux taxons. Ces effets observés à l'échelle individuelle en général affectent des fonctions ou processus tels que la croissance et la reproduction et il est facile d'imaginer les conséquences négatives sur la capacité de ces individus à contribuer aux générations suivantes et donc sur la biodiversité (figure 2.2.10). La partie suivante envisage ses effets à l'échelle des écosystèmes.

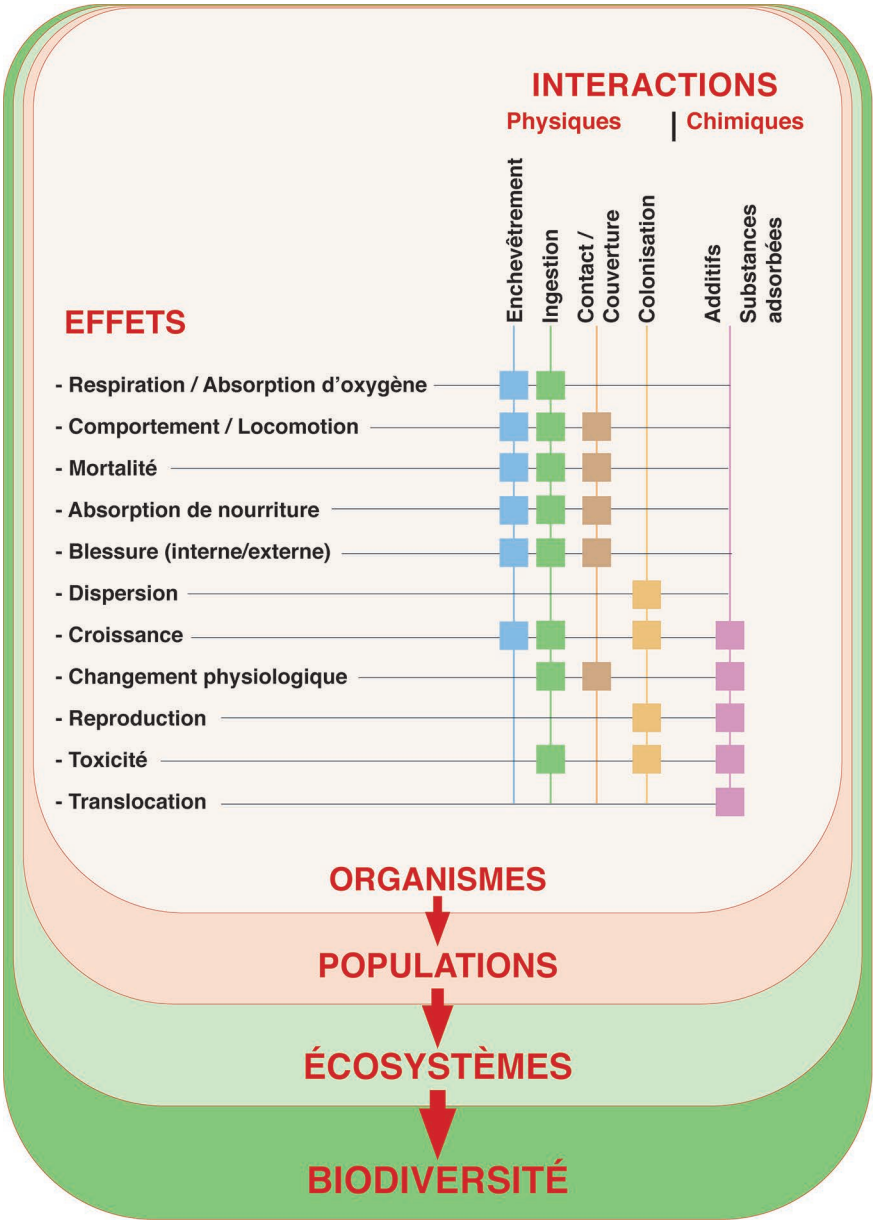

Figure 2.2.10. Diagramme des interactions les plus fréquentes des plastiques et de leurs effets sur les organismes. Les carrés de couleurs représentent les effets principaux pour les différents types d'interactions, physiques ou chimiques. Tous ces effets individuels ont des conséquences sur les organismes, sur les populations, sur les écosystèmes et finalement sur la biodiversité.

Références

Adamovsky O., Bisesi J. H. Jr, Martyniuk C. J., 2021. Plastics in our water: Fish microbiomes at risk?. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part D Genomics Proteomics*, https://doi.org/10.1016/j.cbd.2021.100834

Al-Sid-Cheikh M., Rowland S. J., Stevenson K., Rouleau C., Henry T. B., Thompson R. C., 2018. Uptake, whole-body distribution, and depuration of nanoplastics by the scallop *Pecten maximus* at environmentally realistic concentrations. *Environmental Science & Technology*, 52 (24), 14480-14486, https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05266

Anastasopoulou A., Fortibuoni T., 2022. Impact of plastic pollution on marine life in the Mediterranean Sea, *in* Stock F., Reifferscheid G., Brennholt N., Kostianaia E. (eds), *Plastics in the Aquatic Environment — Part I: Current Status and Challenges*, Cham, Springer International Publishing, 135-196, https://doi.org/10.1007/698_2019_421

Azevedo-Santos V. M., Brito M. F. G., Manoel P. S., Perroca J. F., Rodrigues-Filho J. L., Paschoal L. R. P., Gonçalves G. R. L., Wolf M. R., Blettler M. C. M., Andrade M. C., Nobile A. B., Lima F. P., Ruocco A. M. C., Silva C. V., Perbiche-Neves G., Portinho J. L., Giarrizzo T., Arcifa M. S., Pelicice F. M., 2021. Plastic pollution: A focus on freshwater biodiversity. *Ambio*, 50 (7), 1313-1324, https://doi.org/10.1007/s13280-020-01496-5

Belkaid Y., Harrison O. J., 2017. Homeostatic Immunity and the Microbiota. *Immunity*, 46 (4), 562-576, https://doi.org/10.1016/j.immuni.2017.04.008

Blettler M. C. M., Mitchell C., 2021. Dangerous traps: Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of the Total Environment*, 798, 149317, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149317

Boots B., Russell C. W., Senga Green D., 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. *Environmental Science & Technology*, 53 (19), 11496611506, https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304

Bringer A., Cachot J., Dubillot E., Lalot B., Thomas H., 2021. Evidence of deleterious effects of microplastics from aquaculture materials on pediveliger larva settlement and oyster spat growth of Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Science of the Total Environment*, 794, 148708, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148708

Cadiou B., Fortin M., 2015. Utilisation des macrodéchets comme matériaux de construction des nids par les cormorans huppés en Bretagne, en Normandie et en Corse : proposition d'un indicateur « macrodéchets » pour la DCSMM. Rapport Ifremer, Brest, 8 p.

Calabuig P., Liria-Loza A., 2007. Recovery of marine turtles injured in the waters of the Canary Island Archipelago (Spain) between 1998 and 2003, *in* López-Jurado L. F., Liria-Loza A. (eds), *Marine Turtles: Recovery of Extinct populations*, Las Palmas de Gran Canaria, *Monografía del Instituto Canario de Ciencias Marinas*, 5, 111-123.

Caldwell A., Seavey J., Craig E., 2020. Foraging strategy impacts plastic ingestion risk in seabirds. *Limnology and Oceanography Letters*, 5, 163-168, https://doi.org/10.1002/lol2.10126

Capowiez Y., Gilbert F., Valat A., Poggiale J. C., Bonzom J. M., 2021. Depth distribution of soil organic matter and burrowing activity of earthworms — mesocosm study using X-ray tomography and luminophores. *Biology and Fertility of Soils*, 57, 337-346, https://doi.org/10.1007/s00374-020-01536-y

Chae Y., An Y. J., 2020. Nanoplastic ingestion induces behavioral disorders in terrestrial snails: trophic transfer effect via vascular plants. *Environmental Science: Nano*, 7, 975-983. https://doi.org/10.1039/C9EN01335K

Charlton-Howard H. S., 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, 131090, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131090

Claro F., Pham C. K., Liria Loza A., Bradai M. N., Camedda A., Chaieb O., Darmon G., de Lucia G. A., Attia El Hili H., Kaberi H., Kaska Y., Matiddi M., Monzon Arguelo C., Moussier J., Ostiategui P., Paramio L., Revuelta O., Silvestri C., Sozbilen D., Tòmas J., Tsangaris C., Vale M., Vandeperre F., Miaud C., 2019. State of the art and feasability study for the implementation of the indicator "entanglement of biota with marine debris" in the areas of the Marine Strategy Framework Directive and the Regional Sea Conventions Ospar, Helcom and Barcelona. Indicit project 11.0661/2016/748064/SUB/ENV.C2, 49 p.

Clause A. G., Celestian A. J., Pauly G. B., 2021. Plastic ingestion by freshwater turtles: A review and call to action. *Scientific Reports*, 11, 5672, https://doi.org/10.1038/s41598-021-84846-x

Compa M., Capó X., Alomar C., Deudero S., Sureda A., 2024. A meta-analysis of potential biomarkers associated with microplastic ingestion in marine fish. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 107, 104414, https://doi.org/10.1016/j.etap.2024.104414

Corinaldesi C., Canensi S., Dell'Anno A., Tangherlini M., di Capua I., Varrella S., Willis T. J., Cerrano C., Danovaro R., 2021. Multiple impacts of microplastics can threaten marine habitat-forming species. *Communications Biology*, 4 (1), 431, https://doi.org/10.1038/s42003-021-01961-1

Cormier B., Cachot J., Blanc M., Cabar M., Clérandeau C., Dubocq F., Le Bihanic F., Morin B., Zapata S., Bégout M. L., Cousin X., 2022. Environmental microplastics disrupt swimming activity in acute exposure in *Danio rerio* larvae and reduce growth and reproduction success in chronic exposure in *D. rerio* and *Oryzias melastigma*. *Environmental Pollution*, 308, 119721, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119721

Cormier B., Le Bihanic F., Cabar M., Crebassa J. C., Blanc M., Larsson M., Dubocq F., Yeung L., Clérandeau C., Keiter S. H., Cachot J., Bégout M. L., Cousin X., 2021. Chronic feeding exposure to virgin and spiked microplastics disrupts essential biological functions in teleost fish. *Journal of Hazardous Materials*, 415, 125626, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125626

Cui J., Bai R., Ding W., Liu Q., Liu Q., He W., Yan C., Li Z., 2024. Potential agricultural contamination and environmental risk of phthalate acid esters arrived from plastic film mulching. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12 (1), 111785, https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111785

Cui X., Yang T., Li Z., Nowack B., 2024. Meta-analysis of the hazards of microplastics in freshwaters using species sensitivity distributions. *Journal of Hazardous Materials*, 463, 132919, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132919

Cuny P., Gilbert F., Militon C., Stora G., Bonin P., Michotey V., Guasco S., Duboscq K., Cagnon C., Jézéquel R., Cravo-Laureau C., Duran R., 2015. Use of dispersant in mudflat oil contaminated sediment: behavior and effects of dispersed oil on micro- and macro-benthos. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 15370-15376, https://doi.org/10.1007/s11356-015-4800-4

Darmon G., Mansui J., Fromont C., Arnaud J.-P., 2020. Étude de faisabilité pour la mise en œuvre d'une surveillance nationale de la distribution et des impacts des macro-déchets sauvages sur le continuum fleuve-mer, Projet RiverSe, 135 p.

Darmon G., Andrea de Lucia G., Baini M., Bradai M.N., Bray L., Broderick A., Camedda A., Chaieb O., Coppa S., Ducommun L., Duncan E., El Hili H. A., Fossi M.C., Fraija N., Godley B., Gómez M., Jenot B., Kaberi H., Kaska Y., Lagoa J., Loza A.L., Martin J., Martínez-Gil Pardo de Vera M., Massaro G., Matiddi M., Montero Vitores D., Nelms S., Novillo O., Ostiategui P., Panti C., Paramio Martin M.L., Pham C., Piermarini R., Revuelta O., Rodríguez Y., Silvestri C., Sozbilen D., Tomás J., Tsangaris C., Uribarri A.H., Vale M., Vandeperre F., Vencato S. and Miaud C., 2022a. Implementation of the indicator "Impacts of marine litter on sea turtles and biota" in RSC andMSFD areas. *Final report of the INDICIT-II project*, Project number: 11.0661/2018/794561/SUB/ENV.C2, Directorate-Generale for the Environment, European Union, 170 p. + appendixes. https://accedacris.ulpgc.es/bitstream/10553/114480/1/Report_INDICIT%20II_D1.6.pdf

Darmon G., Schulz M., Matiddi M., Loza A. L., Tomás J., Camedda A., Chaieb O., El Hili H. A., Bradai M. N., Bray L., Claro F., Dellinger T., Dell'Amico F., de Lucia G. A., Duncan E. M., Gambaiani D., Godley B., Kaberi H., Kaska Y., Martin J., Moreira C., Ostiategui P., Pham C. K., Piermarini R., Revuelta O., Rodríguez Y., Silvestri C., Snape R., Sozbilen D., Tsangaris C., Vale M., Vandeperre F., Miaud C., 2022b. Drivers of litter ingestion by sea turtles: Three decades of empirical data collected in Atlantic Europe and the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 185, Part B, 114364, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114364

De Vries A. N., Govoni D., Árnason S. H., Carlsson P., 2020. Microplastic ingestion by fish: Body size, condition factor and gut fullness are not related to the amount of plastics consumed. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110827, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110827

Duncan E. M., Botterell Z. L., Broderick A. C., Galloway T. S., Lindeque P. K., Nuno A., Godley B. J., 2017. A global review of marine turtle entanglement in anthropogenic debris: A baseline for further action. *Endangered Species Research*, 34, 431-448, https://doi.org/10.3354/esr00865

Expósito N., Rovira J., Sierra J., Gimenez G., Domingo J. L., Schuhmacher M., 2022. Levels of microplastics and their characteristics in molluscs from North-West Mediterranean Sea, Human intake. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113843, https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2022.113843

Gilbert F., Capowiez Y., Armant O., Dubourg N., Floriani M. Goussopoulos J., Hättenschwiler S., Laloi P., Lamothe S., Bonzom J. M., 2022. Earthworms' bioturbation under contrasting conditions of ionizing radiation and soil humidity. British Ecological Society Annual Meeting, Dec. 2022, Edimbourg, United Kingdom, https://hal.science/hal-04174936v1

Hammer S., Nager R. G., Johnson P. C. D., Furness R. W., Provencher J. F., 2016. Plastic debris in great skua (*Stercorarius skua*) pellets corresponds to seabird prey species. *Marine Pollution Bulletin*, 103, 206-210, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.018

Hernandez I., Davies J. S., Huvenne V. A. I., Dissanayake A., 2022, Marine litter in submarine canyons: A systematic review and critical synthesis. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1615, https://doi.org/10.3389/fmars.2022.965612

Hierl F., Wu H. C., Westphal H., 2021. Scleractinian corals incorporate microplastic particles: identification from a laboratory study. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 37882-37893, https://doi.org/10.1007/s11356-021-13240-x

Høiberg M. A., Woods J. S., Verones F., 2022. Global distribution of potential impact hotspots for marine plastic debris entanglement. *Ecological Indicators*, 135, 108509, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108509

Jensen L. H., Motti C. A., Garm A. L., Tonin H., Kroon F. J., 2019. Sources, distribution and fate of microfibres on the great barrier reef, Australia. *Scientific Reports,* 9, 9021, https://doi.org/10.1038/s41598-019-45340-7

Jia L., Liu L., Zhang Y., Fu W., Liu X., Wang Q., Tanveer M., Huang L., 2023. Microplastic stress in plants: effects on plant growth and their remediations. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1226484, https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1226484

Jia Y., Cheng Z., Peng Y., Yang G., 2024. Microplastics alter the equilibrium of plant-soil-microbial system: A meta-analysis. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 272, 116082, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116082

Jiang X., Chen H., Liao Y., Ye Z., Li M., 2019. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. *Environmental Pollution*, 250, 831-838, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.055

Jones C. G., Lawton J. H., Shachak M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, 373-386, https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_14

Kain E. C., Lavers J. L., Berg C. J., Raine A. F., Bond A. L., 2016. Plastic ingestion by Newell's (*Puffinus newelli*) and wedge-tailed shearwaters (*Ardenna pacifica*) in Hawaii. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 23951-23958, https://doi.org/10.1007/s11356-016-7613-1

Kristensen E., Penha-Lopes G., Delefosse M., Valdemarsen T., Quintana C. O., Banta G. T., 2012. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Marine Ecology Progress Series*, 446, 285-302, https://doi.org/10.3354/meps09506

Kühn S., van Franeker J. A., 2020. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110858, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110858

Lamb J. B., Willis B. L., Fiorenza E. A., Couch C. S., Howard R., Rader D. N., True J. D., Kelly L. A., Ahmad A., Jompa J., Harvell C. D., 2018. Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science*, 359, 460-462, https://doi.org/10.1126/science.aar3320

Lartaud F., Meistertzheim A. L., Reichert J., Ziegler M., Peru E., Ghiglione J.-F., 2020. Plastics: an additional threat for coral ecosystems, *in* Rossi S., Bramanti L. (eds), *Perspectives on the marine animal forests of the world*, 469-486, New York, Springer Nature, https://doi.org/10.1007/978-3-030-57054-5_14

Larue C., Baratange C., Vantelon D., Khodja H., Surblé S., Elger A., Carrière M., 2018. Influence of soil type on TiO_2 nanoparticle fate in an agro-ecosystem. *Science of the Total Environment*, 630, 609-617, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.264

Larue C., Sarret G., Castillo-Michel H. A., Pradas del Real A. E., 2021. A critical review on the impacts of nanoplastics and microplastics on aquatic and terrestrial photosynthetic organisms. *Nano — Micro Small*, 17 (20), 2005834, https://doi.org/10.1002/smll.202005834

Lavers J. L., Bond A. L., 2016. Selectivity of flesh-footed shearwaters for plastic colour: Evidence for differential provisioning in adults and fledglings. *Marine Environmental Research*, 113, 1-6, https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.011

Li Z., Chang X., Hu M., Fang J. K., Sokolova I. M., Huang W., Xu E. G., Wang Y., 2022. Is microplastic an oxidative stressor? Evidence from a meta-analysis on bivalves. *Journal of Hazardous Materials*, 423 (Part B), 127211, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127211.

Loiseau C., Sorci G., 2022. Can microplastics facilitate the emergence of infectious diseases?. *Science of the Total Environment*, 823, 153694, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153694

Maes J., Teller A., Erhard M., Condé S., Vallecillo S., Barredo J. I., Paracchini M. L., Abdul Malak D., Trombetti M., Vigiak O., Zulian G., Addamo A. M., Grizzetti B., Somma F., Hagyo A., Vogt P., Polce C., Jones A., Marin A. I ., Ivits E., Mauri A., Rega C., Czúcz B., Ceccherini G., Pisoni E., Ceglar A., De Palma P., Cerrani I., Meroni M., Caudullo G., Lugato E., Vogt J. V., Spinoni J., Cammalleri C., Bastrup-Birk A., San Miguel J., San Román S., Kristensen P., Christiansen T., Zal N., De Roo A., Cardoso A. C., Pistocchi A., Del Barrio A. I., Tsiamis K., Gervasini E., Deriu I., La Notte A., Abad Viñas R., Vizzarri M., Camia A., Robert N., Kakoulaki G., Garcia B. E., Panagos P., Ballabio C., Scarpa S., Montanarella L., Orgiazzi A., Fernandez Ugalde O., Santos-Martín F., 2020. Mapping and assessment of ecosystems and their services — An EU wide ecosystem assessment in support of the EU biodiversity strategy, Publications Office, https://doi.org/10.2760/757183

Marn N., Jusup M., Kooijman S. A. L. M., Klanjscek T., 2020. Quantifying impacts of plastic debris on marine wildlife identifies ecological breakpoints. *Ecology Letters*, 23, 1479-1487, https://doi.org/10.1111/ele.13574

Martín-Vélez V., Cano-Povedano J., Cañuelo-Jurado B., López-Calderón C., Céspedes V., Ros M., Sánchez M. I., Shamoun-Baranes J., Müller W., Thaxter C. B., Camphuysen C. J., Cózar A., Green A. J., 2024. Leakage of plastics and other debris from landfills to a highly protected lake by wintering gulls. *Waste Management*, 177, 13-23, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.01.034

Matiddi M., Valente T., Camedda A., Centelleghe C., Cocumelli C., Dara S., de Lucia G. A., Di Renzo L., Ferri N., Gioacchini G., Hochscheid S., Lucifora G., Maffucci F., Monteverde V., Pelamatti T., Petrella A., Pietroluongo G., Roncari C., Terracciano G., Silvestri C., 2024. Are we even close? Five years marine litter ingestion monitoring in loggerhead turtles along Italian coast reveals how far we are from the Good Environmental Status. *Marine Pollution Bulletin*, 205, 116647, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116647

Meijer L., van Emmerick T., van der Ent R., Schmidt C., Lebreton L., 2021. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7, 18, eaaz5803, https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803

Mouchi V., Chapron L., Peru E., Meistertzheim A. L., Vétion G., Galand P., Lartaud F., 2019. Long-term aquaria study suggests species-specific responses of two cold-water corals to macro- and microplastics exposure. *Environmental Pollution*, 253, 322-329, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.024.

Naudet J., Roque d'Orbcastel E., Bouvier T., Godreuil S., Dyall S., Bouvy S., Rieuvilleneuve F., Ximena Restrepo-Ortiz C., Bettarel Y., Auguet J.-C., 2023. Identifying macroplastic pathobiomes and antibiotic resistance in a subtropical fish farm. *Marine Pollution Bulletin*, 194, 115267, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115267

Nono Almeida F., Leray C., Souc C., Scotto S., Selmi S., Hammouda A., Ramos R., Ter Halle A., McCoy K. D., Vittecoq M., 2024. Among-colony variation in plastic ingestion by Yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) across the western Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin*, 204, 116508, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116508

Nøst T. H., Helgason L. B., Harju M., Heimstad E. S., Gabrielsen G. W., Jenssen B. M., 2012. Halogenated organic contaminants and their correlations with circulating thyroid hormones in developing Arctic seabirds. *Science of the Total Environment*, 414, 248-256, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.051

Palazot M., Froger C., Kedzierski M., 2023. Projet MICROSOF : Recherche de microplastiques dans 33 sols français, https://librairie.ademe.fr/economie-circulaire-et-dechets/6572-projet-microsof-recherche-de-microplastiques-dans-33-sols-francais.html

Pastorino P., Prearo M., Anselmi S., Menconi V., Bertoli M., Dondo A., Pizzul E., Renzi M., 2021. Use of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia) as a bioindicator of microplastics pollution in freshwater ecosystems: A case study from Lake Iseo (North Italy). *Water*, 13 (4), 434, https://doi.org/10.3390/w13040434

Pinheiro H. T., MacDonald C., Santos R. G., Ali R., Bobat A., Cresswell B. J., Francini-Filho R., Freitas R., Galbraith G. F., Musembi P., Phelps T. A., Quimbayo J. P., Quiros T. E. A. L., Shepherd B., Stefanoudis P. V., Talma S., Teixeira J. B., Woodall L. C., Rocha L. A. 2023. Plastic pollution on the world's coral reefs. *Nature*, 619, 311-316, https://doi.org/10.1038/s41586-023-06113-5

Provencher J., Vermaire J., Avery-Gomm S., Braune B., Mallory M., 2018. Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Science of the Total Environment*, 644, 1477-1484, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.101

Reichert J., Schellenberg J., Schubert P., Wilke T., 2018. Responses of reef building corals to microplastic exposure. *Environmental Pollution*, 237, 955-960, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.006

Reichert J., Arnold A. L., Hoogenboom M. O., Schubert P., Wilke T., 2019. Impacts of microplastics on growth and health of hermatypic corals are species-specific. *Environmental Pollution*, 254, 113074. https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.113074

Revel M., Yakovenko N., Caley T., Guillet C., Châtel A., Mouneyrac C., 2020. Accumulation and immunotoxicity of microplastics in the estuarine worm *Hediste diversicolor* in environmentally relevant conditions of exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 3574-3583, https://doi.org/10.1007/s11356-018-3497-6

Rivers-Auty J., Bond A. L., Grant M. L., Lavers J. L., 2023. The one-two punch of plastic exposure: Macro- and micro-plastics induce multi-organ damage in seabirds. *Journal of Hazardous Materials*, 442, 130117, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130117

Roch S., Friedrich C., Brinker A., 2020. Uptake routes of microplastics in fishes: practical and theoretical approaches to test existing theories. *Scientific Reports,* 10 (1), 3896, https://doi.org/10.1038/s41598-020-60630-1

Román M., Gilbert F., Viejo R. M., Román S., Troncoso J. S., Vásquez E., Olabarria C., 2023. Are clam-seagrass interactions affected by heatwaves during emersion?. *Marine Environmental Research*, 186, 105906, https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105906

Ryan P. G., 2018. Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 159-164, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.057

Saliu F., Montano S., Leoni B., Lasagni M., Galli P., 2019. Microplastics as a threat to coral reef environments: Detection of phthalate esters in neuston and scleractinian corals from the Faafu Atoll, Maldives. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 234-241, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.043

Sanchez-Sierra Campillo C., 2017. *Injuries in nesting females of Cape Verde loggerhead colony.* Final Degree Project for the award of the Degree in Marine Sciences, Universitad de Las Palmas de Gran Canaria, 32 p.

Savoca M. S., McInturf A. G., Hazen E. L. 2021. Plastic ingestion by marine fish is widespread and increasing. *Global Change Biology*, 27 (10), 2188-2199, https://doi.org/10.1111/gcb.15533

Soares M. O., Rizzo L., Ximenes Neto A. R., Barros Y., Martinelli Filho J. E., Giarrizzo T., Rabelo E. F., 2023. Do coral reefs act as sinks for microplastics?. *Environmental Pollution*, 337, 122509, https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2023.122509

Stevenson E. M., Buckling A., Cole M., Lindeque P. K., Murray A. K., 2024. Selection for antimicrobial resistance in the plastisphere. *Science of the Total Environment*, 908, 168234, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168234

Sussarellu R., Suquet M., Thomas Y., Lambert C., Fabioux C., Pernet M. E. J., Le Goïc N., Quillien V., Mingant C., Epelboin Y., Corporeau C., Guyomarch J., Robbens J., Paul-Pont I., Soudant P., Huvet A., 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (9), 2430-2435, https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113

Tallec K., Huvet A., Di Poi C., González-Fernández C., Lambert C., Petton B., Le Goïc N., Berchel M., Soudant P., Paul-Pont I., 2018. Nanoplastics impaired oyster free living stages, gametes and embryos. *Environmental Pollution,* 242 (Part B), 1226-1235, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.020

Tallec K., Gabriele M., Paul-Pont I., Alunno-Bruscia M., Huvet A., 2022. Tire rubber chemicals reduce juvenile oyster (*Crassostrea gigas*) filtration and respiration under experimental conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113936, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113936.

Tanzilli J.-C., Faure J.-P., 2016. L'installation du silure dans le bassin du Rhône : bilan de trois décennies de suivi de l'espèce. Rapport technique Fédération du Rhône et de la Métropole de Lyon pour la pêche et la protection du milieu aquatique, 50 p.

Thrift E., Porter A., Galloway T. S., Coomber F. G., Mathews F., 2022. Ingestion of plastics by terrestrial small mammals. *Science of the Total Environment*, 842, 156679, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156679

van Franeker J. A., Jensen J.-K., Simonsen P. J., Bravo Rebolledo E. L., Kühn S., 2022. Plastics in stomachs of northern fulmars *Fulmarus glacialis* collected at sea off east Greenland: latitude, age, sex and season. *Marine Biology*, 169, 45, https://doi.org/10.1007/s00227-022-04029-8

Votier S. C., Archibald K., Morgan G., Morgan L., 2011. The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 168-172, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.009

Wang H., He Y., Zheng Q., Yang Q., Wang J., Zhu J., Zhan X., 2024. Toxicity of photoaged polyvinyl chloride microplastics to wheat seedling roots. *Journal of Hazardous Materials,* 463, 132816, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132816

Wazne M., Mermillod-Blondin F., Vallier M., Hervant F., Dumet A., Nel H. A., Kukkola A., Krause S., Simon L., 2023. Microplastics in freshwater sediments impact the role of a main bioturbator in ecosystem functioning. *Environmental Science & Technology*, 57, 3042-3052, https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05662

Werner S., Budziak A., van Franeker J., Galgani F., Hanke G., Maes T., Matiddi M., Nilsson P., Oosterbaan L., Priestland E., Thompson R., Veiga J., Vlachogianni T., 2016. Harm caused by Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter — Thematic Report, JRC Technical report, 88 p.

Xu Z., Zhang Y., Lin L., Wang L., Sun W., Liu C., Yu G., Yu J., Lv Y., Chen X., Fu L., Wang Y., 2022. Toxic effects of microplastics in plants depend more by their surface functional groups than just accumulation contents. *Science of the Total Environment*, 833, 155097, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155097

You Y., Della Penna A., Thrush S. F., 2023. Modelled broad-scale shifts on seafloor ecosystem functioning due to microplastic impacts on bioturbation. *Scientific Reports*, 13, 17121, https://doi.org/10.1038/s41598-023-44425-8

Zantis L. J., Kazour M., Borchi C., Agati R., Colpaert R., Gimbert F., Vijver M. G., Peijnenburg W., Bosker T., 2024. Quantitative tracking of nanoplastics along the food chain from lettuce (*Lactuca sativa*) to snails (*Cantareus aspersus*). *Science of the Total Environment*, 955, 176848, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176848

Zantis L. J., Borchi C., Vijver M. G., Peijnenburg W., Di Lonardo S., Bosker T., 2023. Nano- and microplastics commonly cause adverse impacts on plants at environmentally relevant levels: A systematic review. *Science of the Total Environment*, 867, 161211, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161211

Zhang Y., Song M., Zhu Y., Li H., Zhang Y., Wang G., Chen X., Zhang W., Wang H., Wang Y., Shao R., Guo J., Yang Q., 2024. Impact of microplastic particle size on physiological and biochemical properties and rhizosphere metabolism of *Zea mays* L.: Comparison in different soil types. *Science of the Total Environment*, 908, 168219, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168219

Zhu X., Rochman C., Mazloff M. R., 2024. Marine animals as a global reservoir of plastic pollution: A case study on sea turtles. *ESS Open Archive*, https://doi.org/10.22541/essoar.171742848.86603578/v1

Partie 3

Les conséquences sur les écosystèmes

Introduction

En écologie, un écosystème est un système naturel qui regroupe les êtres vivants (animaux, végétaux, champignons, bactéries, etc.) et l'environnement dans lequel ils vivent et interagissent. Lorsque ces interactions sont d'ordre alimentaire, on parle de « réseau trophique » (ou réseau alimentaire) incluant trois niveaux : les producteurs, les consommateurs et les décomposeurs. Comme nous l'avons vu précédemment, la pollution par les plastiques diffuse dans tous les compartiments et de plus en plus d'études mettent en lumière l'étendue de ses effets et les conséquences variables sur les organismes vivants, animaux et végétaux, terrestres ou marins. Nous n'en sommes qu'aux balbutiements : plus la recherche avance, plus les impacts semblent vertigineux. Par effet domino, les perturbations à l'échelle de l'organisme se répercutent à l'échelle des populations, des communautés ou des écosystèmes, déjà fragilisés par les autres pollutions, par les activités humaines et par le changement climatique. Ces répercussions sont encore amplifiées lorsqu'il s'agit d'espèces clés, essentielles à l'équilibre et au bon état écologique de leur milieu, comme le sont les organismes ingénieurs ou les coraux.

Du fait de la prise de conscience relativement récente de l'impact de la pollution plastique sur les écosystèmes, les recherches sont encore rares. Pour autant, avec des répercussions notamment sur le sol et sur le milieu marin, la préservation des écosystèmes est en enjeu majeur au niveau mondial. En effet, leur destruction constitue une menace inquiétante non seulement pour la biodiversité, mais aussi pour la sécurité alimentaire de millions de personnes, en particulier pour les populations les plus vulnérables.

Les déchets et les pollutions générés à terre impactent d'abord les écosystèmes terrestres avant de se déverser en mer via les principales voies de transfert que sont les cours d'eau, les estuaires et l'atmosphère. Selon le ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des Territoires, 75 % des déchets trouvés en milieu marin sont des plastiques.

Ne pouvant traiter l'ensemble des écosystèmes de façon exhaustive, nous présenterons dans cette partie un état des lieux des multiples impacts des particules de plastiques sur des écosystèmes et fonctions clés, suffisamment documentés dans la littérature scientifique, mais dont les processus et effets sont attendus comme transposables dans tous les écosystèmes, qu'ils soient continentaux ou marins. Ainsi, un focus sera fait sur les conséquences des plastiques pour fonctions du sol et sur leur toxicité pour les organismes qui y vivent (1), avant d'aborder leur devenir dans le milieu marin et leurs effets sur les réseaux trophiques marins, depuis les écosystèmes côtiers (2) jusqu'aux fonds marins, véritable lieu de stockage (3). Enfin, les risques associés à la colonisation des débris plastiques par les micro-organismes (la plastisphère), les effets « cargo » et « radeau » responsables du transport de pathogènes et autres polluants seront exposés (4).

Chapitre 1

Impacts sur les fonctions du sol

Marie-France Dignac

Le sol est une fine couche fertile à la surface de la Terre, qui rend la vie possible sur notre planète. Le sol fournit aux plantes à la fois un support physique dans lequel elles trouvent un ancrage et les nutriments essentiels à leur croissance. Les plantes, à leur tour, nourrissent les humains. Le sol est donc une ressource fondamentale pour la sécurité alimentaire mondiale, pour la durabilité environnementale et pour le bien-être humain, et la santé des sols est étroitement liée à la santé humaine.

Cependant, le sol est une ressource non renouvelable à l'échelle d'une vie humaine. Il faut des centaines, voire des milliers d'années, pour former un sol. Il s'agit d'un écosystème vulnérable qui est actuellement menacé dans la plupart des régions du monde. Les sols que nous polluons et dégradons aujourd'hui mettront des générations à se reconstituer.

Un tiers des sols de la planète sont dégradés (FAO, 2023). Cette dégradation est due à l'érosion, à la perte de carbone et de nutriments, au compactage, à l'acidification et à la pollution. La dégradation des sols entraîne une baisse de la productivité agricole et une pénurie alimentaire, mais aussi la désertification, la perte de biodiversité et la pénurie d'eau. La dégradation des sols amplifie les crises environnementales planétaires et constitue une menace majeure pour la sécurité alimentaire de millions de personnes, en particulier pour les populations les plus vulnérables.

Quatre-vingt-quinze pour cent de notre alimentation provient des sols (FAO, 2023). Les plantes cultivées sur un sol dégradé peuvent être pauvres en nutriments ; si le sol est pollué, les aliments peuvent être contaminés. La dégradation des sols peut entraîner la malnutrition et des problèmes de santé.

Support de notre alimentation, les sols remplissent aussi de nombreuses fonctions essentielles à la vie sur Terre, reconnues en 2006 dans la directive-cadre sur les sols de l'Union européenne. Ils filtrent l'eau, atténuent le changement climatique et abritent un quart de la biodiversité mondiale (figure 3.1.1). Ils sont au centre de nombreux objectifs de développement durables (ODD) définis par les Nations unies, tels que « Faim zéro » (ODD n° 2), « Action pour le climat » (ODD n° 13), « Vie sur terre » (ODD n° 15) et « Consommation et production responsables » (ODD n° 12) (Basile-Doelsch *et al.*, 2023). Les fonctions vitales que remplissent les sols pour l'humanité sont dégradées par la présence de microplastiques. Les sols sont aussi touchés par le dépassement des « limites planétaires », qui ont d'importantes conséquences négatives pour l'humanité (Persson *et al.*, 2022). Six de ces neuf limites ont été dépassées, dont celle liée à l'introduction d'entités nouvelles dans l'environnement, dont les plastiques.

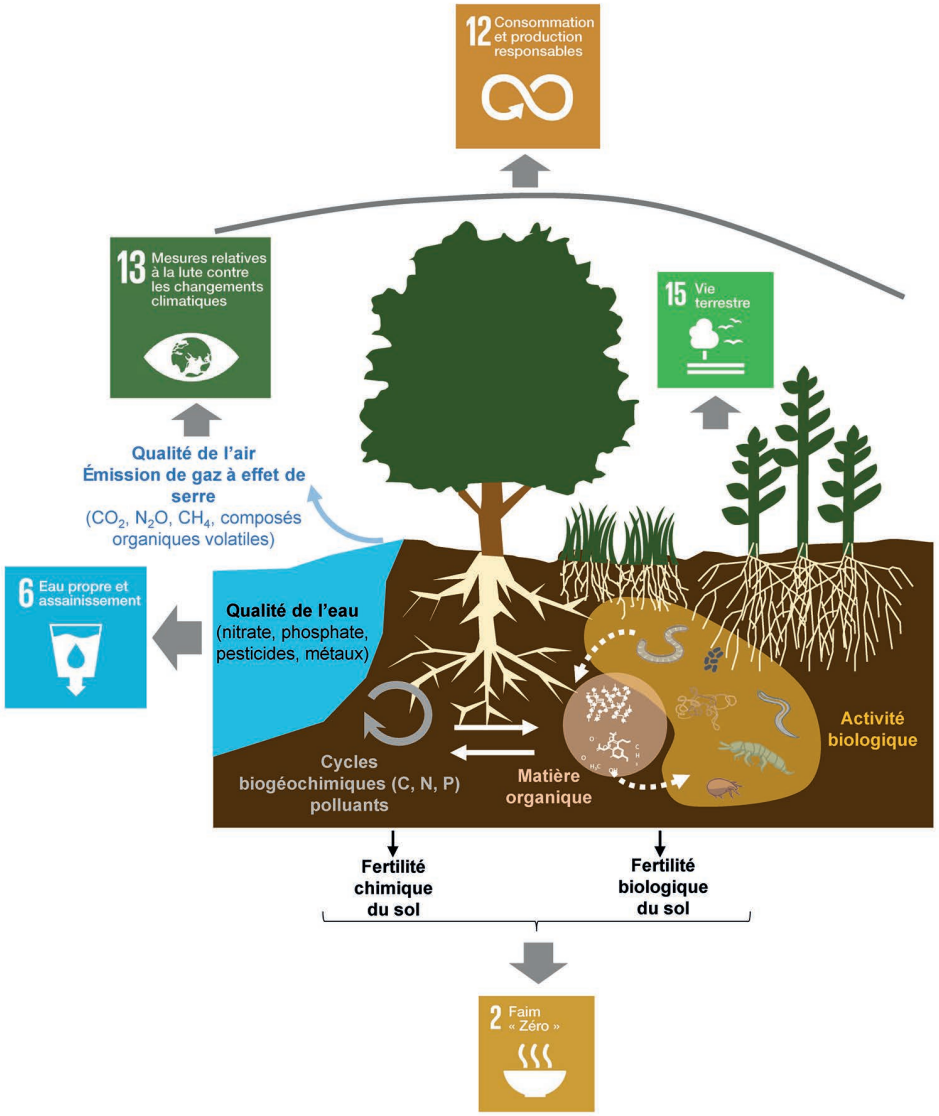

Figure 3.1.1 Les fonctions et services remplis par des sols en bonne santé et leurs liens avec les objectifs de développement durables.

⏩ Impacts sur la biodiversité des sols

Les études scientifiques montrent des résultats préoccupants sur la toxicité des microplastiques pour les organismes du sol (micro-organismes, faune, plantes; Daghighi *et al.*, 2023). L'accumulation, le transfert et les effets toxiques des microplastiques dans les tissus et organes des animaux du sol dépendent de la taille des particules. Les particules de microplastiques de plus d'1 mm sont excrétées avec les fèces. Elles peuvent provoquer des lésions intestinales ou un stress oxydatif.

Les plus petites particules (nanoplastiques) peuvent être transférées dans les tissus et les cellules et s'y accumuler. Les microplastiques sont ingérés par des animaux du sol de petite et moyenne taille, tels que les collemboles, les acariens ou les vers de terre, et s'accumulent dans le réseau trophique et dans les matières organiques du sol issues de leurs déjections.

La toxicité des microplastiques augmente avec leur fragmentation en particules plus petites, qui peuvent être absorbées par les organismes et libérer les molécules toxiques qu'elles contiennent (Rillig *et al.*, 2021). La présence de microplastiques dans les sols a des effets néfastes sur les animaux du sol qui les ingèrent ou y sont exposés, comme les vers de terre et les collemboles ou les escargots (Song *et al.*, 2019) : diminution de l'alimentation et de la croissance, diminution du taux de reproduction, stress oxydatif, augmentation du taux de mortalité, diminution de la biomasse totale de la faune du sol, induisant des changements dans la fonctionnalité du sol.

Les microplastiques peuvent aussi adsorber les métaux lourds, les polluants organiques et les bactéries pathogènes présents dans le milieu environnant. Les microplastiques vecteurs de contaminants, s'ils sont ingérés par les animaux du sol, accentuent les effets toxiques des contaminants, qui affectent la physiologie des animaux et s'accumulent dans les tissus. La colonisation des microplastiques par des micro-organismes accroît également les risques de transferts de gènes de résistance aux antibiotiques.

La compréhension des effets des microplastiques sur les macro- et micro-organismes du sol et les plantes n'en est qu'à ses débuts (Wei *et al.*, 2022). La plupart des études s'intéressent aux effets toxiques d'un polymère sur un type d'organisme (vers de terre, arthropodes, plantes, champignons ou bactéries…), mais les effets en cascade, les effets cocktails (contamination par plusieurs polymères et leurs produits chimiques associés) ou les effets indirects des microplastiques restent mal compris. Pour améliorer l'évaluation des risques de pollution des sols par les microplastiques, il est essentiel de réaliser des études plus intégrées, allant de l'échelle de l'écosystème à l'échelle planétaire.

⏩ Impacts sur la production végétale

L'impact négatif des microplastiques sur les plantes est également connu : génotoxicité, germination retardée, développement racinaire perturbé (voir partie 2, chapitre 1, p. 78-82). Il a été montré que les microplastiques diminuent les rendements agricoles (Gao *et al.,* 2019) et diminuent la qualité des plantes. Les plantes peuvent assimiler les nanoplastiques, qui ont été retrouvés dans leurs parties comestibles (Conti *et al.,* 2020). Les nanoplastiques peuvent également faciliter l'absorption par les plantes d'autres polluants tels que les métaux lourds ou les pesticides.

La pollution par les plastiques dans le système alimentaire commence donc dès le début de la chaîne de production alimentaire, à partir de la production de cultures, céréales, légumes, fruits, tous produits sur les sols. D'autre part, la production alimentaire est aussi affectée par les impacts de la pollution plastique sur le fonctionnement des sols, sur les cycles des nutriments, sur la biodiversité des sols, qui ont tous un impact sur l'agriculture et sur la sécurité alimentaire.

⏩ Perturbation des cycles biogéochimiques qui impactent les cycles des éléments nutritifs pour les plantes

Les microplastiques ont des impacts sur les micro-organismes des sols (Seeley *et al.*, 2020), à la fois sur leur abondance, sur leur composition et sur leurs fonctions. Les micro-organismes responsables du cycle de l'azote sont particulièrement affectés. Les impacts sur la biologie des sols ont également des répercussions sur les cycles des éléments et sur les propriétés chimiques des sols. De nombreuses études ont montré que la présence de microplastiques altère les propriétés chimiques (par exemple, la libération de nutriments utiles aux plantes) et physiques des sols (par exemple, la circulation de l'eau et des éléments nutritifs qu'elle contient). La contamination des sols aux microplastiques pourrait ainsi dégrader les fonctions et les services fournis par les sols et diminuer la croissance des plantes.

⏩ Impacts sur les autres fonctions du sol : teneur en eau, densité, porosité

Les microplastiques ont des effets sur les propriétés physiques des sols et modifient leur structure. Ces modifications, en influençant la porosité des sols, le cycle de l'eau ou la mobilité des organismes des sols peuvent aussi conduire à des changements dans la diversité et l'activité des organismes vivant dans le sol.

Les propriétés physico-chimiques du sol (densité apparente ou infiltration de l'eau) sont impactées par les microplastiques qui ont, en général, des propriétés hydrophobes (de Souza Machado *et al.*, 2018). Ces changements impactent les systèmes racinaires des plantes, avec des conséquences sur la croissance des plantes et donc potentiellement sur les rendements de culture.

⏩ Encore peu connu, l'impact des substances chimiques des plastiques

De nombreuses études ont mis en évidence les impacts des micro- et nanoplastiques sur les sols, alors que la toxicité des substances chimiques contenues dans les plastiques est encore très peu étudiée. Ces substances peuvent être libérées à partir des plastiques présents dans les sols et affecter leur fonctionnement. Le récent rapport du projet PlastChem a dénombré plus de 16 000 substances chimiques différentes dans les plastiques, dont 4 000 ont des effets toxiques avérés (Wagner *et al.*, 2024). Un calcul approximatif permet d'avoir une idée de la quantité de substances chimiques des plastiques qui se retrouvent dans l'environnement. En tenant compte de la quantité de plastiques produits chaque année (460 millions de tonnes en 2019), de la proportion de plastiques qui finissent dans l'environnement (22 % pour l'estimation basse) et de la teneur moyenne en additifs et plastifiants (variable de 0 à 90 %, avec une moyenne estimée de 7 % de la masse du plastique), on estime à 7 millions de tonnes de substances chimiques issues des plastiques qui finissent dans l'environnement chaque année. Dans le même temps, environ 3 millions de tonnes de pesticides sont utilisées sur les sols dans le monde entier chaque année (Maggi *et al.*, 2023). La quantité de substances chimiques issues des plastiques potentiellement libérées dans l'environnement est donc plus de deux fois supérieure à la quantité totale de pesticides utilisés sur les sols. Il s'agit donc d'un problème considérable auquel nous devons nous attaquer de toute urgence.

Des plastiques sont utilisés directement dans les exploitations agricoles (pour le paillage, comme matériau des serres ou des filets, par exemple), et il est nécessaire d'évaluer leurs impacts à long terme qui affecteront les générations futures et de trouver un équilibre avec les avantages à court terme pour l'agriculture aujourd'hui. Comme dans tous les autres secteurs, il est nécessaire de se demander si tous les plastiques que nous utilisons sont essentiels, s'ils sont sûrs et durables.

En ce qui concerne les amendements organiques, dans de nombreuses régions du monde, il est essentiel d'utiliser la matière organique sur les sols pour accroître leur fertilité. Mais, si nous voulons recycler la matière organique, nous devons réduire sa contamination par les plastiques, dans les déchets urbains, dans le fumier, sinon cette pratique agricole utile dégrade paradoxalement les sols en les polluant. Pour réduire cette contamination des amendements organiques par les plastiques et diminuer la pollution plastique dans tous les milieux y compris les sols, il est nécessaire de limiter la production de plastiques aux plastiques « essentiels » pour réduire drastiquement notre consommation (Coalition des scientifiques pour un traité sur les plastiques efficace, 2024).

Chapitre 2

Impacts sur les écosystèmes côtiers et les réseaux trophiques marins

Ika Paul-Pont, Kevin Tallec et Arnaud Huvet

Les écosystèmes côtiers sont des interfaces primordiales entre le continent, l'atmosphère et l'océan, et représentent 7 % (26 106 km^2) de la surface totale des océans. Malgré leur proportion relativement modeste, ils jouent un rôle considérable dans la productivité biologique marine globale et dans le maintien des grands cycles biogéochimiques. Trait d'union entre les terres et l'océan, ils sont le lieu de nombreux échanges de matières issues du bassin versant et des apports océaniques (sédiments, nutriments, éléments minéraux). Ils soutiennent aussi de nombreux services écosystémiques essentiels comme la prévention de l'érosion côtière, la régulation du climat, le maintien de la biodiversité et la production de ressources nutritives via les activités de pêche et d'aquaculture. Il s'agit donc de milieux riches mais à l'équilibre fragile. Il est estimé que près de 5 milliards d'humains vivent sur une côte ou à moins de 150 km d'un littoral, soit 60 % de la population mondiale actuelle. En 2035, cette proportion devrait atteindre 75 % de la population mondiale. Ces milieux doivent ainsi relever un certain nombre de défis environnementaux relatifs à l'activité humaine. En effet, la pression anthropique croissante entraîne de profonds bouleversements qui peuvent porter atteinte à la structure, à l'intégrité et au fonctionnement de ces écosystèmes, c'est-à-dire à leur capacité à maintenir la richesse, la diversité et le fonctionnement des communautés biologiques à des niveaux comparables à d'autres habitats naturels similaires moins touchés. Les perturbations anthropiques affectant les zones côtières sont nombreuses dont la surexploitation des ressources naturelles, la dégradation de l'habitat, l'artificialisation des sols et le rejet de nombreux contaminants. Ce dernier aspect requiert une attention particulière, puisque les milieux côtiers constituent le réceptacle des pollutions anthropiques terrestres par le biais des eaux des transferts fluviaux, de ruissellement et de percolation. De fait, ces zones comptent parmi les plus exposées aux différents types de pollutions récurrentes, comme les matières organiques en excès qui induisent des phénomènes d'eutrophisation, les pesticides, les hydrocarbures ou encore les déchets plastiques qui peuvent avoir des conséquences écologiques majeures sur ces milieux littoraux.

⏩ Les écosystèmes côtiers : voie d'entrée des déchets plastiques en mer

L'apport fluvial du bassin versant à l'estuaire est la principale voie d'entrée des déchets plastiques dans les zones côtières, en parallèle des eaux de ruissellement et de l'apport des eaux usées issues ou non des stations d'épuration qui n'est pas à négliger pour les micro- et les nanoplastiques. Les zones côtières constituent ainsi des « points chauds » (ou *hotspots*) de la contamination par les macro- et microplastiques du fait de la proximité et de la densité des activités humaines dans ces milieux (urbanisation, transports maritimes, tourisme, aquaculture, pêche, etc.). À titre d'exemple, jusqu'à 10 200 microplastiques par mètre cube ont été identifiés à l'embouchure de l'estuaire du Yangtze dans la mer de Chine (Zhao *et al.,* 2014), tandis que des concentrations atteignant 15 560 microplastiques par mètre cube ont été observées dans la baie de Jinhae, en Corée du Sud (Song *et al.,* 2015). La mer Méditerranée, mer semi-fermée bordée par plus de 20 pays, est considérée comme l'une des zones les plus contaminées par les déchets plastiques du fait de nombreux usages et pressions anthropiques des pays limitrophes. Les données de la directive-cadre « Stratégie sur le milieu marin » (DCSMM) indiquent pour cette sous-région marine une abondance moyenne de plus de 88 000 microplastiques par kilomètre carré avec des valeurs pouvant atteindre 3,6 millions par kilomètre carré observées en rade de Marseille (Gérigny *et al.*, 2022, 2024). Concernant la façade atlantique européenne, les concentrations moyennes sont de l'ordre de 33 200 microplastiques par kilomètre carré dans le golfe de Gascogne et 16 950 microplastiques par kilomètre carré en mer Celtique (Gérigny *et al.*, 2024). Cependant, cette contamination n'est pas homogène au sein des écosystèmes côtiers ; elle est fortement influencée par la proximité de sources ponctuelles ou diffuses, par le régime hydrodynamique (courants, marées) et par les conditions météorologiques (pluviométrie, vents). Les milieux côtiers abritant une biodiversité extrêmement riche, les impacts des déchets plastiques sont multiples sur ces milieux.

⏩ Impacts sur le phytoplancton, premier maillon de la chaîne trophique

Les écosystèmes côtiers concentrent une grande partie de la production primaire océanique (production de matière végétale à partir de la photosynthèse) du fait de leurs eaux peu profondes permettant l'accès à la lumière et de la présence d'éléments nutritifs issus de l'érosion des sols. La production primaire phytoplanctonique constitue ainsi le premier maillon de la chaîne trophique marine, puisqu'elle est la source principale de matière organique pour les consommateurs primaires (zooplancton, mollusques filtreurs). De plus, le phytoplancton contribue à l'absorption de 50 % du CO_2 présent dans l'atmosphère via son activité de photosynthèse et produit 50 % de l'oxygène respiré. Son rôle est donc primordial pour la subsistance des espèces marines et terrestres, dont l'être humain. De récents travaux mettent en lumière des interactions physiques entre les communautés phytoplanctoniques et les microplastiques pouvant conduire à la formation d'agrégats, avec des répercussions analysées expérimentalement sur leur activité photosynthétique et leur vitesse de sédimentation dans la colonne d'eau. Si ces phénomènes mis en évidence en laboratoire étaient avérés à grande échelle, ils pourraient modifier la séquestration du carbone et son export depuis la surface vers le fond. Ce dernier phénomène, aussi appelé « pompe

biologique de carbone », est une étape majeure du cycle du carbone océanique et participe à la régulation du climat. En effet, grâce à cette pompe, l'océan aurait absorbé plus de 40 % du carbone anthropique depuis le début de l'ère industrielle. La compréhension de l'incorporation de micro- et de nanoplastiques dans la neige marine (agrégats de phytoplancton) et l'évaluation de ses conséquences dans les écosystèmes est donc un enjeu scientifique pour ses répercussions possibles que cette interaction pourrait avoir sur la biogéochimie marine et le cycle du carbone. En parallèle, des travaux expérimentaux ont aussi montré une modification de la qualité nutritive (contenu lipidique) de certaines espèces de phytoplancton (diatomées *Chaetoceros neogracile*) à la suite de l'exposition à des nanoplastiques (González-Fernández *et al.*, 2020), avec des répercussions suspectées sur la nutrition des animaux benthiques et pélagiques se nourrissant de phytoplancton. En effet, parmi les lipides produits par les microalgues, les acides gras polyinsaturés, comme les oméga-3, sont essentiels à la nutrition des maillons supérieurs. En se nourrissant de phytoplancton, les invertébrés marins incorporent ces composés dans leur propre composition lipidique, et deviennent ainsi une source importante de ces lipides dans l'alimentation humaine. Ainsi, toute perturbation du contenu en acide gras des premiers maillons trophiques pourrait avoir des conséquences sur la qualité nutritive des produits de la mer.

⏩ Transfert trophique

À l'instar d'autres contaminants présents dans l'eau, la contamination des espèces côtières par les débris plastiques peut se faire de manière directe via l'ingestion volontaire ou involontaire de débris plastiques. En effet, les caractéristiques physiques (couleur, densité) des débris plastiques ainsi que la présence de biofilm à leur surface peuvent conduire certains organismes à les confondre avec leurs proies. La contamination peut aussi se faire par transfert trophique qui se produit lorsqu'une espèce ayant consommé un ou plusieurs déchets plastiques est consommée par une espèce du niveau trophique supérieur. Du fait de leur petite taille, les micro- et nanoplastiques peuvent être ingérés par les consommateurs primaires, les organismes zooplanctoniques, qui vont eux-mêmes être ingérés par des consommateurs secondaires comme les poissons, et ce jusqu'aux prédateurs de rang supérieur tels que les oiseaux marins, les grands poissons et les mammifères marins et terrestres. Ce transfert trophique a été observé en laboratoire sur divers modèles, notamment lors de l'ingestion de moules bleues *Mytilus edulis* préalablement contaminées par des microplastiques de 0,5 µm par leur prédateur, le crabe vert *Carcinus maenas* (Farrell, Nelson, 2013). Ces microplastiques ont été retrouvés dans de nombreux tissus du crabe : hémolymphe, hépatopancréas, ovaires, branchies. Un transfert trophique depuis la moule brune *Perna perna* exposée à des microplastiques de 0,1-1 µm vers deux prédateurs, le tétrodon vert des Caraïbes *Sphoeroides greeleyi* et le crabe bleu *Callinectes ornatus*, a aussi été montré en conditions de laboratoire (Santana *et al.*, 2017). Dans tous les cas, l'ingestion de débris plastiques — et contaminants chimiques associés (par exemple, additifs plastiques) — peut se traduire par des phénomènes de bioaccumulation (accumulation dans les tissus au cours du temps) et de bioamplification (augmentation des niveaux de contamination le long de la chaîne trophique). À ce jour, relativement peu de scientifiques se sont intéressés à l'étude du transfert trophique des additifs associés aux micro- et nanoplastiques dans les réseaux trophiques côtiers, alors que certains composés communément utilisés dans les plastiques (nonylphénols, phtalates, polybromodiphényléthers, bisphénol A)

ont été identifiés comme des molécules géno- et reprotoxiques même à de très faibles concentrations (de l'ordre du micro- au nanogramme par litre). Ces risques augmentent avec le niveau du réseau trophique et chez les espèces longévives (c'est-à-dire chez les espèces dont la durée de vie est longue). Les impacts du transfert trophique des microplastiques observés chez les espèces marines côtières incluent des effets sur la santé et sur la reproduction des organismes marins.

⏩ Impacts sur les espèces ingénieures côtières

Le terme « espèce ingénieure » regroupe toutes les espèces qui, par leur présence et leur activité, modifient significativement leur environnement. C'est le cas de toutes les espèces qui génèrent leur propre habitat — les coraux, les récifs d'huîtres, les hermelles, les mangroves, les forêts de laminaires, les herbiers marins. Par leur présence, ces espèces vont abriter des zones très productives et promouvoir une grande hétérogénéité d'habitats pouvant servir de refuge, de nourricerie ou de zone d'alimentation aux espèces locales (par exemple, coraux et herbiers marins), et ainsi favoriser l'installation et le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes côtiers. Elles peuvent aussi participer à améliorer la qualité de l'eau (par exemple, mollusques bivalves filtreurs) et réduire l'érosion côtière (par exemple, mangroves). La toxicité des débris plastiques — et des contaminants chimiques associés — sur ces espèces a été mise en évidence en laboratoire, notamment sur les mollusques filtreurs et les coraux, ce qui interroge sur les conséquences écologiques à long terme de telles perturbations en environnement côtier. Des exemples d'effets en cascade ont déjà été observés expérimentalement avec, par exemple, une modification de l'activité de filtration d'un récif d'huîtres plates *Ostrea edulis* à la suite de l'exposition à des microplastiques qui a entraîné des effets sur la diversité des communautés associées (microfaune et cyanobactéries) induisant potentiellement des modifications de cycles biogéochimiques dans les sédiments (Green, 2016). Une étude a également révélé que la présence de débris plastiques multipliait par vingt le risque de maladies dans les récifs coralliens, pouvant ainsi entraîner des conséquences sur la structuration du récif et donc la stabilité de l'écosystème (Lamb *et al.*, 2018). L'évaluation des effets de la pollution plastique à l'échelle d'écosystèmes et communautés complexes est particulièrement difficile, puisqu'elle doit intégrer la diversité de l'écosystème mais aussi la diversité des déchets plastiques et des autres contaminants sur le temps long. Il s'agit d'une priorité de recherche actuelle.

⏩ Contamination des produits de la mer et sécurité des aliments

Au-delà des perturbations engendrées sur les communautés côtières et la biodiversité marine, la contamination des littoraux par les micro- et nanoplastiques contribue à l'exposition humaine via l'ingestion de produits de la mer contaminés comme les poissons, les mollusques ou les crustacés. Or, les produits de la pêche et de la conchyliculture sont indispensables à l'alimentation humaine puisqu'ils fournissent des apports nutritionnels essentiels (par exemple, acide gras oméga-3), et assurent même la subsistance de certaines populations côtières, en particulier outre-mer. Les espèces côtières sont particulièrement touchées par cette contamination plastique avec des prévalences d'animaux contaminés (correspondant au nombre d'animaux contaminés par au moins un microplastique sur la cohorte étudiée) souvent supérieure à 50 %. À titre

d'exemple, les données les plus récentes montrent qu'en moyenne 72 % des huîtres creuses *Crassostrea gigas* présentes le long du littoral français sont contaminées par les microplastiques (79 % à l'échelle mondiale). Les mêmes ordres de grandeur sont estimés pour les moules bleues *Mytilus sp.* avec 61 % et 82 % des individus contaminés sur les littoraux français et dans le monde, respectivement. Des variations spatiales et temporelles sont identifiées en lien avec l'évolution des niveaux de contamination ambiante dans l'eau environnante. De grandes variations inter- et intraspécifiques sont aussi fréquemment observées, y compris au sein d'un même écosystème ou d'un même site de prélèvement. Ces différences sont notamment liées à des différences physiologiques entre ces espèces, dont leur mode d'alimentation (suspensivores, détritivores, carnivores) et leur habitat (colonne d'eau, interface eau/sédiment). Il est important de noter qu'aucune étude ne semble montrer d'accumulation de microplastiques (> 50 µm) au cours du temps dans la plupart des espèces marines, suggérant ainsi un simple transit de ces particules à travers le système digestif de l'animal, ce qui facilite l'évacuation des microplastiques dans les fèces au cours de procédé de dépuration de coquillages. Les niveaux de contaminations des mollusques bivalves (huîtres et moules) cultivés et sauvages échantillonnés sur les littoraux excèdent rarement deux particules par gramme de chair (poids sec). Cette assertion n'est par contre pas vérifiée pour les nanoplastiques et les composés chimiques associés aux plastiques qui peuvent être transférés depuis le tube digestif vers le système circulatoire et les autres organes, et s'accumuler au cours du temps et le long de la chaîne trophique. À l'heure actuelle, l'exposition humaine via les produits de la mer (contaminés en milieu marin ou lors des procédés de transformation ou de mise sous emballage) est avérée mais n'est pas considérée comme une voie d'exposition majeure au regard d'autres sources d'expositions plus prépondérantes, notamment via la contamination aérienne (exposition par inhalation), mais aussi la contamination des autres produits de consommation humaine subissant un traitement industriel comme l'eau en bouteille, le sel, les aliments emballés (exposition par ingestion) ou les textiles (exposition par contact ou inhalation). L'exposition humaine aux microplastiques est un problème croissant de santé publique et les premières études suggèrent des phénomènes inflammatoires ainsi que des dommages intestinaux et un déséquilibre du microbiote digestif. Cependant, la nécessité de recueillir des données complètes sur les effets à long terme de cette large diversité de contaminants (nombre élevé de polymères, additifs, forme, taille, aspérité, etc.) rend difficile une évaluation précise des risques pour la santé humaine à ce jour.

Chapitre 3

Impacts sur les fonds marins

François Galgani

Les évaluations récentes des quantités de débris flottants de grande taille et des microparticules par le Programme des Nations unies pour l'environnement ont montré que les quantités situées en surface sont limitées au regard des quantités de plastique produites dans le monde. Avec une superficie de 361 220 420 km^2, dont 300 875 000 km^2 sont en haute mer, le fond marin constitue une composante importante de l'environnement marin. La géomorphologie du fond océanique inclut le plateau continental, le talus continental, les environnements abyssaux comprenant les plaines abyssales et les dorsales médio-océaniques, et la zone hadale située en dessous d'une profondeur de 6 000 m. La moitié des plastiques produits étant plus lourds que l'eau de mer, le fond marin est un puits d'accumulation important à long terme pour les macro- et microplastiques marins (Galgani *et al.*, 2022) (figure 3.3.1). La compréhension du cycle du plastique en mer a récemment mis en évidence que les quantités de plastiques sur les fonds sont au-delà de 90 % des déchets marins (Sonke *et al.*, 2022), situation particulièrement préoccupante, car la plupart des polymères se dégradent principalement à la lumière et, dans le cas des processus microbiologiques, en présence d'oxygène, élément à faible concentration en profondeur.

Évaluer les quantités des déchets sur les fonds marins est difficile en raison des difficultés d'accès et des coûts de mise en œuvre des outils d'observation ou de collecte. L'utilisation opportuniste des chalutages scientifiques sur les fonds meubles et des engins sous-marins pour les zones rocheuses ou très profondes est la règle (Canals *et al.*, 2021). En 2014, une estimation résultant d'études à grande échelle a permis d'estimer un nombre total de 71,5 à 116 milliards d'objets, dont environ 80 % de plastique, dans les trois principaux océans (Pacifique, Atlantique et Indien) et la mer Méditerranée (revue dans Galgani *et al.*, 2022). Pour les microplastiques, l'extrapolation des données empiriques à une approximation mondiale indique qu'il pourrait y avoir jusqu'à 14,4 millions de tonnes de microplastiques dans les 9 premiers centimètres de sédiments à travers les océans du monde (Barrett *et al.*, 2020). Cela signifie que les fonds marins contiennent entre 282 et 450 fois le stock de plastique en surface, bien que de nombreuses zones d'accumulation restent à identifier.

⏩ Une distribution hétérogène

Les données récentes montrent que les déchets sur les fonds (benthiques) ne sont pas distribués de manière homogène. Leur composition et leur abondance sont fortement

influencées par des facteurs naturels et anthropiques liés aux sources, au transport, aux mécanismes de dépôt, à la conformation du fond comme la présence de canyons, et aux conditions hydrographiques locales. Les déchets arrivant sur les fonds marins sont d'origine terrestre, comprenant les apports fluviaux ou des zones urbaines et industrialisées, les décharges sauvages et les activités touristiques. Dans une moindre mesure, la navigation commerciale et de plaisance, les activités de pêche, l'aquaculture et les installations offshore sont responsables d'apports significatifs.

Les quantités dépendent largement de l'anthropisation de la zone côtière environnante et des bassins versants, tandis que leur transport vers le fond marin est principalement contrôlé par des processus océanographiques ou géodynamiques. Par voie de conséquence, certaines régions côtières fortement industrialisées et peuplées comme la Méditerranée ont des densités les plus élevées de pollution dans le monde, avec des densités au-delà du million d'objets par kilomètre carré (Pierdomenico *et al.*, 2023), de même que de fortes densités de microplastiques, ont également été mesurées dans les sédiments profonds (Angiolillo *et al.*, 2021). Les apports peuvent être importants le long des principales routes maritimes et sur les zones où les débris liés à la pêche peuvent s'accumuler. La comparaison des différentes régions mondiales (Morales-Caselles *et al.*, 2021) montre une gamme plus diverse de catégories et d'articles sur les fonds par rapport à la surface, avec, outre les déchets les plus lourds (verre, métal), des quantités importantes de plastiques à usage unique, notamment de sacs plastiques (12,1 %), d'emballages (11,8 %), de bouteilles en plastique (85 %). À l'échelle globale, les déchets liés à la pêche représentent 8,5 % des déchets sur le fond, en particulier dans les pays occidentaux, notamment en Europe de l'Est et en Asie. L'industrie maritime et la pêche sont également sources de microplastiques (déversements accidentels de granulés de résine industrielle, particules de peinture, eaux grises, etc.).

Les canyons sous-marins, proches de la côte, ou d'autres structures sous-marines comme les monts sous-marins, les chenaux agissent comme vecteurs principaux de transport des déchets plastique de la côte vers les fonds (Canals *et al.*, 2021), via des avalanches, des courants de turbidité et des courants de fond descendants. Ce phénomène de canalisation crée des « points chauds » d'accumulation formés par des mélanges de débris terrestres et marins et de débris naturels. Les flux gravitaires peuvent être augmentés par des crues littorales soudaines et gradients de salinité entraînant également l'enfouissement de déchets terrestres sous le fond marin, y compris de végétaux de grande taille. La majorité des débris observés semblent être concentrés dans les thalwegs des canyons et sont souvent composés de plastique, par exemple, des bouteilles, confirmant une origine principalement terrestre. Les dépôts sont souvent favorisés par des taux de sédimentation plus élevés près du fond, notamment dans les canyons, mais également par la présence de crevasses, de falaises, ainsi que d'épaves.

Les suivis de l'abondance et de la composition des déchets permettent d'évaluer les impacts humains sur l'environnement profond, de déterminer l'évolution de l'état environnemental, de caractériser les déchets spécifiques ou leurs sources, et d'évaluer l'efficacité des mesures. L'abondance des déchets plastiques sur les fonds marins présente de fortes variations spatiales, avec des densités moyennes allant de 0 à plus de 7 700 objets/km^2. Les sites en Méditerranée montrent les plus fortes densités dans le monde, résultat de la densité de population élevée sur le littoral, du volume élevé de trafic maritime (30 % du trafic mondial passe par la Méditerranée), de la présence de grands fleuves (Nil, Pô), et des activités touristiques intensives autour de ce bassin

fermé. Des valeurs extrêmes ont été trouvées au large des grandes villes, et la concentration maximale a été observée dans un canyon adjacent au détroit de Messine, en Italie (1,3 million d'objets/km^2).

Sur les fonds, un large pourcentage de déchets est lié à la pêche, à plus de 50 % dans des zones de pêche italiennes, et dans les cas extrêmes, jusqu'à 100 % autour des Açores (Galgani *et al.*, 2022).

Les microplastiques, dont le pourcentage de fibres peut aller jusqu'à 90 %, sont présents dans le monde entier, notamment dans les environnements côtiers peu profonds, à des concentrations de plusieurs ordres de grandeur de plus par rapport aux eaux de surface, soutenant l'hypothèse selon laquelle les fonds marins sont leur lieu de stockage. Les concentrations restent faibles en milieux polaires, mais ont atteint 13 600 objets/kg au sud de l'Australie (Barrett *et al.*, 2020). En comparaison, les niveaux trouvés dans les sédiments de la Méditerranée restent à des niveaux de quelques dizaines à quelques centaines de particules par kilogramme et atteignent des maximas de 2 000-4 000 particules/kg. Contrairement aux macroplastiques, les concentrations de microplastiques sont sans lien avec les sources locales de contamination.

Pour les tendances, les échelles de temps d'observation doivent être adaptées, sur des périodes longues de plusieurs années, et sont le plus souvent fondées sur des évaluations opportunistes lors de travaux sur la biodiversité par plongée, par chalutages et par observations vidéo/photographiques par submersibles. Typiquement, les preuves d'une augmentation des quantités de déchets sur les fonds avec le temps sont rares, à l'exception des zones distantes comme l'Arctique, les îles éloignées et des sédiments profonds. Il semble qu'un déplacement par les courants des déchets plastiques générés dans les zones très peuplées (pays occidentaux, Asie du Sud-Est) ou très exposées (grands fleuves, zones de pêche), vers les zones les plus éloignées des océans ou vers les fonds soit la règle, favorisant une uniformisation de leur distribution, de leur dégradation et de l'accumulation de microplastiques (Galgani *et al.*, 2022).

⏩ Les engins de pêche

Avec une production mondiale de poisson de 171 millions de tonnes en 2016, dont 53 % provenaient de la pêche de capture et 47 % de l'aquaculture, d'après la FAO, une grande variété d'équipements (filets, chaluts, cordages, lignes et pièges) est utilisée, ils sont généralement composés de polymères (polyamide/nylon, polyéthylène haute densité, polypropylène, PET). La perte de ces équipements constitue une source importante des déchets marins sur les fonds. Elle est omniprésente dans le monde entier mais varie selon la géographie, les pêcheries et le type d'engin, dépendant également du contexte opérationnel de l'engin, de sa manipulation, de l'intensité de la pression de pêche, du type d'habitat aquatique et des conditions environnementales et météorologiques. Les engins de pêche perdus sont souvent piégés dans les fonds rocheux, dans les récifs et dans les zones de forte diversité. La localisation de ces zones peut être prédite par des évaluations des efforts de pêche, mais celles-ci n'existent pas encore pour la pêche artisanale ou récréative, car ces types de pêcheries ne sont soumis à aucun système de surveillance réglementaire. L'étude de Richardson *et al.* (2019) a montré qu'environ 6 % de tous les filets de pêche, 8,5 % de tous les pièges et 29 % de toutes les lignes étaient perdus dans les océans du monde, chaque année, avec une tendance globale à l'augmentation des pertes dans le temps.

⏩ Des impacts significatifs sur les écosystèmes

D'une manière générale, les sites les plus exposés aux déchets marins se trouvent dans les zones côtières, dans les baies fermées, dans les lagunes ou lagons, notamment avec des récifs coralliens, dans les fjords et aux têtes et pentes supérieures des canyons marins.

Un des principaux impacts des déchets marins sur le fond marin est l'emmêlement de la faune marine (voir partie 2, chapitre 2, p. 96-101). Cela concerne les organismes benthiques et démersaux en particulier sur les monts sous-marins et les canyons (Angiolillo *et al.*, 2021). D'après une revue récente, à l'échelle mondiale (Galgani *et al.*, 2018), plus de 400 espèces associées aux récifs ont été signalées comme pouvant s'emmêler dans des déchets plastiques, entraînant d'importantes implications pour la conservation des espèces et l'équilibre des écosystèmes. Les gorgones sont particulièrement sensibles, car arborescentes et immobiles sur le fond. Ces espèces forment des forêts ou récifs qui hébergent de nombreuses espèces, favorisant la biodiversité. Leur croissance lente et une longue durée de vie les exposent largement aux impacts anthropiques, notamment les engins de pêche abandonnés ou perdus, ce qui les rend particulièrement vulnérables. Plusieurs écosystèmes vulnérables tels que les récifs coralliens d'eau froide, les sources hydrothermales, les têtes de canyon et les monts sous-marins ont une plus grande abondance et diversité d'organismes sessiles vulnérables, notamment aux engins de pêche perdus (Galgani *et al.*, 2018). La mer Méditerranée, par exemple, contient plus de 500 canyons sous-marins répartis le long de la marge continentale et plus de 242 monts sous-marins. Bien que représentant des zones très largement sous-étudiées, l'impact des déchets marins y est largement reconnu.

D'autres organismes benthiques, tels que les crabes, les céphalopodes, les échinodermes, les poissons et de nombreux petits invertébrés, peuvent être piégés dans des déchets, le plus souvent issus de la pêche, induisant des mortalités significatives (Galgani *et al.*, 2022). Cette forme d'enchevêtrement, appelée « pêche fantôme », dépend de la taille et la structure de l'objet, de la turbidité de l'eau, de la profondeur de l'eau et des traits comportementaux des animaux eux-mêmes. Du fait que ces instruments de pêche sont faits pour tuer, les captures par les engins perdus perdurent. *In fine*, l'impact n'est pas seulement sur les écosystèmes mais également sur les ressources en raison des conséquences sur les stocks naturels. Pour certaines espèces, les mortalités peuvent dépasser 5 % d'un stock naturel, voire atteindre 20 % dans le cas des flétans de Norvège, générant des pertes considérables.

Le contact physique de l'engin de pêche avec la faune sessile causerait des dommages visibles, pouvant, à long terme et pour les animaux branchus, conduire à une abrasion des squelettes, à des cassures, à des plaies ouvertes et épibioses. Sur un mont sous-marin au large des Açores, jusqu'à 31 % des déchets ont été identifiés comme responsables des répercussions négatives sur les organismes sessiles, principalement par emmêlement, mais également par recouvrement du substrat, un impact souvent dû aux sacs en plastique, privant les organismes de lumière et d'oxygène. *In fine*, lorsque de larges portions de sédiments sont recouvertes de déchets marins, la recolonisation par de grands organismes et les échanges gazeux peuvent être entravés.

Sur les fonds, les déchets plastiques fournissent de nouveaux supports ou habitats, favorisant localement la diversité ou la colonisation. Leurs impacts restent toutefois très mal étudiés (Galgani *et al.*, 2022), mais il est à noter que les interactions entre les

espèces et les plastiques sont le plus souvent considérées comme neutres, voire positives dans le cas de certains récifs artificiels. L'introduction de nouveaux matériaux ou de matériaux de propriétés nouvelles pour un site augmente l'hétérogénéité des habitats à petite échelle, fournissant de nouveaux substrats adaptés à certaines espèces et favorisant la colonisation par des espèces nouvelles. Il s'agit là d'un risque important pour les écosystèmes profonds pour lesquels les connaissances sont particulièrement limitées. Les espèces trouvées sur les plastiques comprennent des actinies, des serpulides, des hydres, des brachiopodes, des tuniciers et des bryozoaires représentant pratiquement l'ensemble des invertébrés du règne animal. Le pourcentage de recouvrement est très variable, déterminé par différents paramètres, tels que la diversité des éléments, la profondeur à laquelle ils se produisent, le type d'habitats et les facteurs environnementaux. Cependant, les substrats peuvent souvent être colonisés à un point tel que de vieux déchets peuvent être complètement recouverts par des organismes, comme pour tout autre substrat artificiel, par exemple : les épaves de navires. Les filets tendus sur des fonds mous peuvent fournir des points de fixation pour des concentrations inhabituelles de filtreurs, tels que la comatule *Leptometra sp*., apparemment parce que cela crée une position avantageuse pour collecter de la nourriture des courants de fond.

⏩ Quelles perspectives ?

L'emmêlement des espèces dans les déchets sur les fonds est la première cause de mortalité d'espèces marines, nécessitant des mesures urgentes de conservation. Si l'interdiction de certaines activités de pêche destructives comme le chalutage de fond est prévue sur le long terme, la collecte des engins de pêche abandonnés, perdus ou jetés reste d'un intérêt limité à des sites d'accumulation côtière et pour des engins réutilisables, recyclables ou réparables. L'efficacité à long terme des campagnes de nettoyage est cependant confrontée au manque de soutien légal et économique et au manque d'intérêt pour les matériaux collectés. L'exemple de l'initiative « Blue Circle », système de collecte des déchets en mer, impliquant en Chine des centaines d'intervenants, particuliers ou entreprises, et la mise en place d'une chaîne de recyclage fondée sur la caractérisation individuelle de chaque déchet plastique collecté en mer ont permis de collecter des milliers de tonnes de plastiques. Le système s'appuie sur la certification des polymères récoltés, ouvrant la voie à un intérêt de l'industrie en vue d'un recyclage systématique de déchets marins. Malgré tout, les stratégies de collecte demeurent des mesures curatives et il convient de comprendre qu'une réduction significative de perte d'engins de pêche est la première et la plus importante stratégie pour réduire l'impact de la pollution plastique sur les fonds. Pour les fonds marins, différentes solutions ont été proposées, notamment le marquage du matériel de pêche, l'utilisation de matériaux biodégradables, déjà testés en eaux océaniques, et la promotion de zones réservées exclusivement à un type d'engin pour exclure les habitats et zones vulnérables. Enfin, l'information destinée aux pêcheurs, y compris les pêcheurs plaisanciers, et plus généralement au secteur de la pêche, doit être considérée comme une étape critique dans la prévention des déchets.

Une meilleure compréhension du transfert des déchets, notamment de la pêche, vers les fonds marins, la recherche des zones d'accumulation et l'identification des sources restent les objectifs de connaissance les plus critiques pour des mesures de gestion les plus appropriées pour limiter les impacts sur les écosystèmes profonds.

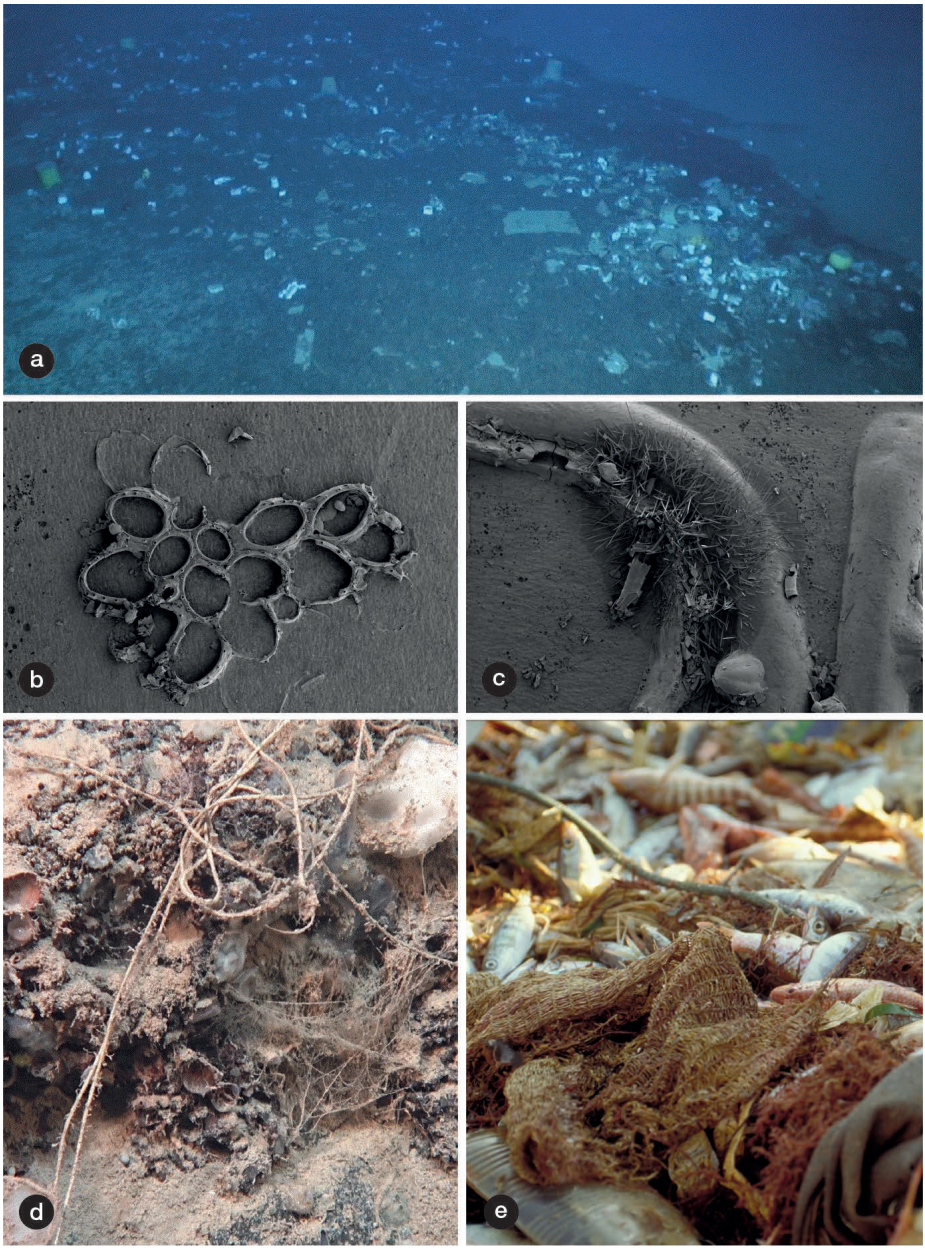

Figure 3.3.1. Accumulation de déchets sur les fonds marins de la Méditerranée française : **a)** zone d'accumulation en profondeur observée par submersible téléopéré (canyon de la Méditerranée française, 2 200 m, 2018) montrant l'importance des plastiques à usage uniques sur les plus grandes profondeurs ; **b)** coquilles de bryozoaires (invertébrés coloniaux encroûtants) sur une bouteille plastique (rive nord de la Méditerranée occidentale, 700 m, 2018) ; **c)** radiolaire (animal unicellulaire) fixé sur un tube PVC (rive nord de la Méditerranée occidentale, 1 200 m, 2018) ; **d)** emmêlement de lignes de pêche sur le fond de la Méditerranée française (rive nord de la Méditerranée occidentale, 800 m, 2018) ; **e)** déchets récoltés par chalutage sur les fonds de la Méditerranée française (rive nord de la Méditerranée occidentale, 50 m, 2018).

Chapitre 4

Plastiques, vecteurs de micro-organismes nuisibles et de polluants

Ika Paul-Pont, Gaëtan Burgaud, Jean-François Briand, Arnaud Huvet et Mélanie Ourgaud

⏩ Plastiques : véritables radeaux flottants et nouvelle niche écologique

Ika Paul-Pont, Gaëtan Burgaud, Jean-François Briand et Arnaud Huvet

Dès leur entrée dans le milieu aquatique, les débris plastiques vont être colonisés par un grand nombre de micro-organismes procaryotes (principalement des bactéries), eucaryotes (champignons, microalgues, ciliés, flagellés, parasites unicellulaires) et même des virus. Cet écosystème microbien se développant à la surface des débris plastiques est désigné sous le terme de « plastisphère », tel que défini par Zettler *et al.* (2013), bien que ces assemblages microbiens aient été initialement observés dès les années 1970. La plastisphère représenterait moins de 0,2 % de la biomasse microbienne en haute mer, une proportion probablement sous-évaluée à la lumière d'études récentes qui estiment la concentration en particules plastiques à la surface des océans à 171 000 milliards (Eriksen *et al.*, 2023), largement supérieure aux estimations antérieures de 5 000 milliards.

Certaines études suggèrent que la présence d'un biofilm microbien à la surface des débris plastiques favorise leur ingestion par la faune marine, augmentant ainsi la contamination de la chaîne alimentaire dans les océans. De plus, l'identification d'espèces nuisibles et/ou toxiques au sein de la plastisphère (Bowley *et al.*, 2020), associée à l'omniprésence et à la persistance des débris plastiques dans l'environnement interrogent sur le risque écologique lié au transport d'espèces par ces derniers. Alors que d'autres particules telles que le verre et le bois sont également colonisées par des micro-organismes, le risque associé à la plastisphère est la persistance bien plus longue des déchets plastiques et leur capacité à parcourir de grandes distances en milieu aquatique par flottaison.

Un appel à davantage de recherche sur les interactions entre les débris plastiques et les micro-organismes a été lancé au début de l'année 2011 afin de mieux comprendre la formation, la composition et la diversité, la dynamique et les impacts de cette plastisphère, notamment les conséquences écologiques associées au transport d'espèces. Il s'agit donc d'un domaine de recherche encore émergent avec une majorité d'études menées en milieu marin comparativement aux autres compartiments

environnementaux, comme l'eau douce, le sol ou l'atmosphère. De même, c'est essentiellement la composante bactérienne de la plastisphère qui a été particulièrement étudiée, au détriment des composantes fongiques, microalgales ou virales. Cette décennie de recherche a notamment été animée par trois questionnements majeurs :
– Existe-t-il une « spécificité plastique » ? Autrement dit, les débris plastiques présentent-ils un biofilm microbien spécifique et distinct du milieu environnant et des autres substrats marins ?
– Comment les facteurs intrinsèques (par exemple, la rugosité, la nature du polymère, la composition chimique) et extrinsèques (par exemple, la matière organique, la température, la salinité, la pollution) influencent-ils la structure de la plastisphère ?
– Quel est le risque écologique associé au transport d'espèces par les débris plastiques pour les écosystèmes marins, leurs organismes et les êtres humains ?

L'état actuel des connaissances relatives à ces questionnements est synthétisé ci-dessous afin de mettre en lumière le rôle des débris plastiques en tant que vecteur de micro-organismes dans les océans.

Installation des communautés microbiennes de la plastisphère

L'établissement d'un biofilm sur toute surface immergée comporte généralement trois étapes distinctes : (1) la colonisation précoce par des colonisateurs primaires opportunistes, suivie (2) d'un turn-over rapide de communautés diverses influencées par les interactions écologiques entre espèces et les facteurs environnementaux, avant d'atteindre (3) un état d'équilibre dynamique menant à un biofilm mature (Wright *et al.*, 2021). L'identification des espèces caractérisant ces trois phases est primordiale pour comprendre leur spécificité sur matrices plastiques par rapport à d'autres substrats présents dans le milieu marin. Pour cela, l'accès aux techniques de séquençage à haut débit a permis des avancées considérables, en particulier pour identifier les espèces présentes au sein d'échantillons complexes (par exemple, la surface des débris plastiques) par séquençage de marqueurs génétiques universels (par exemple, des régions spécifiques du gène codant l'ARNr 16S pour les procaryotes, et 18S pour les eucaryotes). Certains genres bactériens communément retrouvés en milieu aquatique et au sein de la plastisphère ont été identifiés en laboratoire comme étant capables de biodégrader les matières plastiques, tels *Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.*, *Achromobacter spp.*, mais également chez des champignons, comme *Aspergillus spp.* ou encore *Zalerion maritima*. Ces résultats ouvrent la voie à l'identification, à la purification et/ou à la synthèse d'enzymes capables de dégrader les polymères, afin de questionner leur opérabilité pour, à terme, améliorer les procédés de recyclage chimique des matières plastiques sans perte de la qualité du matériau.

Les débris plastiques représentent une nouvelle niche écologique

De nombreuses études ont questionné une potentielle spécificité des communautés microbiennes associées aux plastiques par rapport aux communautés présentes dans l'eau environnante ou sur d'autres substrats présents en milieu aquatique (bois, sédiment, algues). Selon les études, les communautés de la plastisphère ont été comparées avec celles présentes dans l'eau environnante, avec les particules de matières organiques en suspension dans l'eau et/ou sur des substrats non plastiques (par exemple, le verre, le bois) placés expérimentalement dans le milieu à proximité des plastiques d'intérêt. Il est communément admis que les micro-organismes présents dans la

colonne d'eau localement servent de source pour la colonisation des débris plastiques. Les récentes méta-analyses réalisées sur les dizaines d'études conduites ces dix dernières années révèlent que la structure des communautés bactériennes de la plastisphère diffère significativement de celles de l'eau ou des particules en suspension dans l'eau. Les biofilms sur matrices plastiques immergées semblent être constitués de taxons issus de la biosphère rare environnante plutôt que de taxons dominants. Ces taxons rares représentent une fraction minoritaire des communautés de l'eau environnante ou de particules en suspension, ce qui restreindrait leur détection dans l'eau en raison des limites des technologies de séquençage actuelles, entraînant de fait un chevauchement minimal entre les communautés associées aux débris plastiques et celles de l'eau environnante. Ces données suggèrent donc un enrichissement et/ou une sélection de certaines espèces à la surface des débris plastiques, faisant de ces derniers une nouvelle niche écologique. Ce phénomène bien établi, largement mis en évidence pour les communautés bactériennes, a également été constaté pour les communautés de micro-eucaryotes comme les champignons.

Facteurs influençant la composition de la plastisphère

La composition et la structure des communautés de la plastisphère sont constamment influencées par des processus stochastiques (par exemple, les rencontres aléatoires avec les micro-organismes de l'eau environnante), mais surtout par des processus déterministes liés aux matériaux (rugosité, formulation chimique, énergie de surface) et aux paramètres environnementaux qui agissent comme autant de pressions sélectives sur les communautés de la plastisphère. Des résultats contradictoires semblent être observés dans la littérature scientifique, notamment en ce qui concerne l'influence du type de polymère sur les communautés de la plastisphère, avec des études montrant des différences significatives entre polymères, d'autres ne montrant aucun effet de ce paramètre ou encore d'autres montrant des différences observées uniquement à certains temps d'échantillonnage ou dans certaines conditions environnementales. Ces divergences soulignent la complexité des processus gouvernant l'installation des communautés microbiennes à la surface des débris plastiques, mais sont principalement liées à des différences de cinétiques de colonisation qui dépendent de la nature des plastiques et des environnements. Une récente méta-analyse réalisée sur des données issues de 35 publications scientifiques regroupant plus de 2 000 échantillons a récemment révélé que la matrice d'incubation (par exemple, l'eau comparée au sédiment), les conditions environnementales (par exemple, la salinité, la lumière, la profondeur, la température), la position géographique (latitude, longitude) et le temps d'incubation influencent plus fortement la composition et la structure de la plastisphère que la nature du polymère plastique ou sa formulation chimique (Wright *et al.*, 2021). Cela met en lumière le rôle prépondérant de l'environnement sur la structuration des communautés microbiennes associées aux débris plastiques.

Quels risques pour la santé de nos écosystèmes ?

Introduction d'espèces

La colonisation des surfaces plastiques par des micro- et macro-organismes soulève la question du transfert d'espèces exotiques et potentiellement invasives vers de nouveaux écosystèmes. Alors que le transport d'espèces a toujours existé sur les débris naturels

(par exemple, le bois flotté), la différence réside dans l'abondance et la persistance des débris plastiques dans l'océan, leur conférant une très forte capacité de dispersion des espèces présentes au sein de la plastisphère sur de grandes échelles d'espace (bassins océaniques) et de temps (décennies). Cet « effet radeau » est illustré par l'étude de Carlton *et al.* (2017) qui a montré l'introduction de près de 289 espèces non indigènes d'invertébrés marins sur la côte ouest des États-Unis via les débris plastiques issus du tsunami de 2011 et transportés à travers l'océan Pacifique par les courants marins. L'introduction d'espèces exotiques via le transport par des débris plastiques flottants a aussi été observée sur l'île de Rapa Nui dans l'océan Pacifique. Ces espèces non indigènes peuvent alors s'installer, entrer en compétition, voire devenir invasives au détriment des espèces endémiques conduisant à un bouleversement de l'équilibre des communautés et des écosystèmes affectés, ce qui constitue un exemple classique de pollution biologique.

Dissémination de maladies

Certaines espèces identifiées sur les déchets plastiques en mer correspondent à des souches potentiellement pathogènes (par exemple, les bactéries et les virus) ou productrices de toxines (par exemple, les microalgues toxiques) qui peuvent être responsables de maladies chez les organismes aquatiques et terrestres (Bowley *et al.*, 2020). C'est le cas d'espèces bactériennes du genre *Vibrio* (*V. anguillarum*, *V. harveyi*, *V. pectenicida*, *V. splendidus* et *V. xiamenensis*) qui sont responsables de maladies chez certaines espèces de poissons et mollusques marins. D'autres agents pathogènes potentiels de poissons (*Tenacibaculum sp.*), d'invertébrés ont aussi été détectés (*Vibrio splendidus, Phormidium sp.* et *Leptolyngbya sp.*) dans plus de trois quarts des échantillons analysés, représentant jusqu'à 28 % de la flore bactérienne totale. Enfin, des espèces bactériennes dont certaines souches sont connues pour être pathogènes pour l'humain ont été détectées sur des microplastiques, alors qu'elles n'étaient pas ou peu présentes dans l'eau de mer environnante, comme illustré par des travaux réalisés sur les côtes belges (*Escherichia coli*, *Bacillus cereus* et *Stenotrophomonas maltophilia*) et brésiliennes (*Vibrio cholerae*, *V. vulnificus* et *V. mimicus*). En parallèle, le rôle éventuel des débris plastiques dans la dispersion de virus n'a jamais été évalué, alors que des virus entériques humains connus pour une stabilité importante en milieu marin (norovirus, rotavirus SA11, bactériophage Phi6), ainsi qu'un virus affectant les populations d'huîtres creuses (ostreid herpes virus OsHV-1), sont capables de s'adsorber sur les polymères plastiques déployés *in situ* ou incubés en milieu aqueux en laboratoire. Une étude récente a permis de détecter, pour la première fois, le virus du syndrome des points blancs au sein de la plastisphère marine, un virus pouvant provoquer une infection chez les crevettes pénéides et causer des épidémies d'envergure dans les populations de crevettes d'élevage sur le littoral de nombreux pays (Lacereda *et al.*, 2024). Enfin, la mise en évidence de taxons fongiques potentiellement pathogènes sur des débris plastiques en milieux terrestre et lacustre et la détection récente de communautés fongiques complexes en milieu marin suggèrent que des micro-organismes fongiques pathogènes pourraient également être présents au sein de la plastisphère marine. Si la présence de micro-organismes potentiellement pathogènes a été observée sur de nombreux échantillons de microplastiques en milieu aquatique, la compréhension des facteurs favorisant leur attachement à la surface des plastiques ou au sein du biofilm mature de la plastisphère, ainsi que leur persistance potentielle sous forme

viable et infectieuse restent largement sous-étudiées. Ces informations sont pourtant cruciales pour évaluer le risque que représentent les microplastiques comme vecteurs d'agents pathogènes. En effet, au-delà de l'information de leur présence/absence sur les débris plastiques, il est aujourd'hui essentiel de comprendre dans quelle mesure ce transport peut favoriser l'émergence et la dissémination de maladies. Cette question reste encore sans réponse et constitue un enjeu important de la recherche actuelle au sein de la communauté scientifique internationale.

Développement de phénomènes d'antibiorésistance

La formation d'un biofilm à la surface des plastiques offre une protection physique permettant de résister aux conditions environnementales défavorables (par exemple, les chocs mécaniques, les UV, la prédation), permet un accès aux nutriments présents dans la matière organique agrégée sur les plastiques et favorise la communication entre espèces (*quorum sensing*) et l'échange de matériel génétique en raison de la forte proximité physique des micro-organismes. La première découverte vient de l'étude des communautés bactériennes ayant colonisé un macroplastique échoué sur une plage de l'île du Roi-George en Antarctique (Laganà *et al.*, 2019). De nombreuses souches y étaient antibiorésistantes. De tels phénomènes de transfert horizontal de gènes impliqués dans les mécanismes de virulence et/ou d'antibiorésistance entre les communautés bactériennes présentes au sein de la plastisphère ont été récemment suggérés dans des compartiments aquatiques variés (eau douce, eaux usées, eau de mer). Jusqu'à présent, les antibiotiques et les métaux ont été examinés pour leur rôle dans la co-sélection et la prolifération de bactéries résistantes aux antibiotiques et de gènes de résistance aux antibiotiques. Le processus de sélection des agents pathogènes ne se limite pas aux métaux ou aux antibiotiques ; d'autres substances chimiques telles que les PCB, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), par ailleurs bioaccumulés dans les biofilms sur les plastiques, pourraient y jouer un rôle. Ainsi, la coexistence et la proximité de souches résistantes aux antibiotiques à la surface des débris plastiques, majoritairement de taille inférieure à 5 mm, favorisent le transfert de gènes de résistance vers des espèces initialement non résistantes, contribuant ainsi à la formation et à la dissémination d'îlots d'antibiorésistance dans l'environnement. La résistance aux antibiotiques est en augmentation dans de nombreuses régions du monde et est actuellement considérée comme l'une des plus graves menaces pesant sur la santé mondiale, sur la sécurité des aliments et sur le développement selon l'organisation mondiale de la santé. Il est donc primordial de mieux comprendre ces transferts à la surface des débris plastiques, tant qualitativement que quantitativement, et d'identifier les facteurs qui les favorisent afin de mettre en place des solutions de gestion et de remédiation dans les zones les plus à risque, telles que les milieux côtiers à forte densité de population, les lixiviats de décharges et les stations d'épuration, reconnues comme source d'antibiotiques dans l'environnement.

En conclusion, nous pouvons retenir que :
– les débris plastiques constituent une nouvelle niche écologique pour de nombreux micro-organismes (bactéries, algues, champignons, virus) regroupés sous le terme de « plastisphère » ;
– les paramètres environnementaux comme la salinité, les nutriments, la lumière, la température agissent comme des pressions sélectives plus importantes que la nature des polymères, influençant de manière prépondérante la composition et la structure de la plastisphère qui est dynamique dans le temps ;

– l'omniprésence et la persistance des débris plastiques dans l'environnement leur confèrent un fort pouvoir de dispersion d'espèces dont certaines peuvent être toxiques et/ou nuisibles ;
– des souches bactériennes, fongiques et virales potentiellement pathogènes pour les organismes marins et l'humain sont détectées à la surface des plastiques flottants en milieu aquatique (eau douce et eau de mer), ce qui questionne quant au rôle indirect des débris plastiques dans la dissémination de maladies ;
– de même, la détection d'îlots d'antibiorésistance au sein de la plastisphère suggère que les déchets plastiques représentent un substrat propice aux phénomènes de multirésistance aux antibiotiques déjà identifiés comme une menace mondiale par l'Organisation mondiale pour la santé.

⏩ Plastiques : source et vecteur d'un cocktail de contaminants

Mélanie Ourgaud

Les processus de vieillissement des déchets plastiques en mer entraînent non seulement leur fragmentation en particules micro- ou nanométriques, mais aussi une libération importante de carbone organique dissous, perturbant ainsi le cycle du carbone marin. Les additifs provenant des plastiques (plastifiants, retardateurs de flamme, antioxydants, stabilisants UV) constituent une classe importante au sein des polluants organiques persistants, qui correspond à la classe des contaminants émergents. En effet, en 2015, les estimations massiques des additifs qui ont atteint les océans avoisinent le million de tonnes, ce qui équivaut au flux annuel global de HAP vers l'atmosphère. Ainsi, tout au long de leur vie, les déchets plastiques, toutes tailles confondues, vont relarguer dans le milieu des additifs organiques (Paluselli *et al.*, 2018). En parallèle, ils sont en mer de véritables éponges pour un « cocktail » de divers contaminants (éléments traces métalliques, polluants organiques persistants). Tout comme les organismes pluricellulaires, les virus, les bactéries, etc., les contaminants présents dans les environnements aquatiques vont interagir (sorption) avec les débris plastiques (Menéndez-Pedriza et Jaumot, 2020) et être ainsi transportés par les courants jusqu'à des zones parfois très éloignées de leur point d'entrée dans le milieu constituant des sources diffuses de produits chimiques. Les macro-, micro- ou nanoplastiques sont donc des vecteurs complexes de la pollution des océans qui inclut (i) des additifs et des matières premières des polymères (par exemple, monomères ou oligomères) issus des plastiques et (ii) des produits chimiques sorbés dans l'environnement. Les nombreuses substances chimiques, dans ou à la surface des plastiques, vont avoir une influence sur l'environnement, soit par l'ingestion de microplastiques par les organismes vivants, soit lors de leur relargage dans le milieu marin, notamment au cours de la dégradation ou de la lixiviation[26] des plastiques (Paluselli *et al.*, 2018).

Les plastiques comme source diffuse de contaminants organiques émergents

Sur le plan chimique, les matières plastiques sont composées d'un polymère complété par environ 1 à 20 % d'additifs (phtalates, esters de phosphates, bisphénols, etc.) ajoutés

26. La lixiviation est une opération qui consiste à faire passer un solvant à travers un matériau solide. La lixiviation comprend dans un premier temps l'extraction et la solubilisation des additifs et des résidus de synthèse du polymère, puis dans un second temps l'hydrolyse du polymère.

lors de leur fabrication (figure 3.4.1) ainsi qu'un faible pourcentage de composants auxiliaires dans le but : (1) de leur conférer des caractéristiques physiques et chimiques recherchées pour les produits finis ; (2) de faciliter la transformation de la matière plastique au cours de sa fabrication ; (3) d'en réduire le coût de production et le prix de vente. Plusieurs catégories d'additifs et de composants auxiliaires peuvent ainsi être distinguées : (1) les additifs destinés à freiner la dégradation des matières plastiques (ignifugeants, antioxydants, stabilisants, etc.) qui font d'eux des matériaux conçus pour durer ; (2) les additifs fonctionnels (agents antistatiques, plastifiants, lubrifiants, agents de glissement, agents de durcissement, agents moussants, etc.) ; (3) les additifs colorants (pigments, colorants solubles, biocides, etc.) ; (4) les charges (mica, talc, kaolin, argile, carbonate de calcium, sulfate de baryum, etc.) ; (5) les renforts (fibres de verre, fibres de carbone, etc.). Des éléments traces métalliques peuvent également être utilisés comme additifs des plastiques pour des propriétés de colorants, retardateurs de flamme, charges, stabilisateurs. L'oxyde d'antimoine, l'oxyde d'aluminium et le borate de zinc sont, par exemple, des retardateurs de flamme connus, de même que le chlore ou le brome.

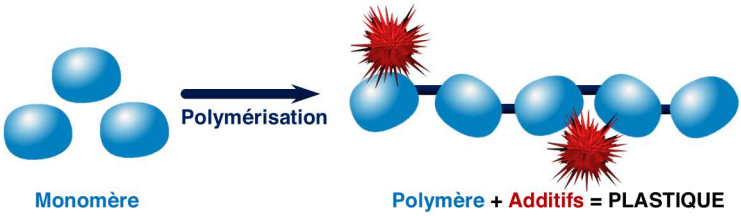

Figure 3.4.1. Le plastique est constitué d'un polymère (70-95 %, dérivés de polyéthylène à basse et haute densité, polyéthylène tétraphtalate, PVC, polypropylène, ou polystyrène, etc.), c'est-à-dire une répétition d'unités moléculaires simples appelées monomères et de 1 à 20 % d'additifs (PAE, BP, OPE, retardateurs de flammes, colorants, etc.), ainsi qu'un faible pourcentage de charges (polycondensateur, résine, carbonate de calcium, silice, argile, pâte de cellulose, etc.).

Au-delà des additifs, on trouve dans les plastiques d'autres produits chimiques comme les auxiliaires de fabrication[27], un ensemble de produits collectivement rassemblés sous le terme de « substances ajoutées non intentionnellement[28] » et, dans certains cas, des composés à la fonction mécanique comme le noir de carbone pour les pneus. Un inventaire récent des composés chimiques présents dans les plastiques recense au total 16 325 produits chimiques (Wagner *et al.*, 2024). De façon assez paradoxale, si l'on considère les produits chimiques sur la base de leur fonction, sachant que certains produits chimiques peuvent avoir plusieurs fonctions, on trouve plus de 3 000 produits chimiques utilisés comme colorants, entre 1 000 et 2 000 comme intermédiaires de fabrication, lubrifiants ou biocides et seulement 959 sont des monomères.

Tous ces produits constituent donc une large gamme de composés chimiques plus ou moins toxiques et contenue dans le plastique. Leur proportion respective est très variable, suivant la nature du composant auxiliaire et le polymère considéré.

27. Ces produits chimiques sont utilisés lors du processus de fabrication mais n'entrent pas dans la liste des ingrédients, il s'agit par ex. des catalyseurs, solvants et d'autres agents facilitant une étape de fabrication agents moussants, floculants, etc.

28. Souvent appelés NIAS pour l'anglais *non-intentionally added substances*, ces produits chimiques incluent les impuretés, les sous-produits de réaction et les produits de dégradation.

Les plastifiants peuvent représenter jusqu'à plus de 100 % de la masse du polymère d'une matière plastique afin d'en améliorer la souplesse, la tenue aux chocs et aux basses températures.

Parmi les 16 325 produits chimiques, 4 219 sont considérés comme dangereux sur la base de données de toxicologie existantes ou de leurs caractéristiques physico-chimiques, auxquels il faut ajouter 1 191 produits chimiques moins dangereux soit au total un tiers des produits. À ces produits identifiés comme préoccupants s'ajoutent 10 726 produits chimiques pour lesquels aucune donnée n'est disponible. Au final, moins de 1 % des produits chimiques associés aux plastiques sont considérés comme sans danger. Ainsi, l'évaluation complète de la toxicité des produits chimiques associés aux plastiques est complexe et parfois insurmontable, cependant des données existent pour une portion d'entre eux. Ces produits peuvent être classés en grandes catégories de toxicité, sans perdre de vue que de nombreux produits chimiques entrent dans plusieurs catégories. Ainsi, on compte environ 66 % de produits chimiques identifiés comme toxique pour le milieu aquatique, probablement parce qu'ils ont été évalués dans ce contexte spécifique, 42 % de produits chimiques toxiques pour un organe spécifiquement (par exemple, une toxicité pour le foie), 35 % de produits CMR (cancérigène, mutagène, reprotoxique) et finalement seulement 1 % de produits chimiques évalués comme perturbateurs endocriniens. Sur ce dernier point, il faut d'abord signaler que le nombre de produits chimiques associés aux plastiques testés de façon réglementaire pour le caractère de perturbateur endocrinien est très faible, avec seulement 121 produits testés. Le nombre de produits chimiques ayant une activité de perturbateur endocrinien est de 47 (soit 38 %). Il est donc très probable que le pourcentage de produits chimiques associés aux plastiques ayant une activité de perturbateur endocrinien soit largement sous-estimé. D'après Bergman *et al.* (2013), les perturbateurs endocriniens sont « des substances chimiques d'origine naturelle ou artificielle étrangères à l'organisme qui peuvent interférer avec le fonctionnement du système endocrinien i.e. hormonal ». Les perturbateurs endocriniens sont des polluants particulièrement préoccupants en raison de leurs effets très documentés sur la santé, même à faible dose, de leurs effets prolongés ou retardés, et enfin de leurs effets particulièrement prononcés sur les organismes en développement, stade embryonnaire chez tous les organismes invertébrés et vertébrés, y compris chez l'humain. Parmi les produits chimiques associés aux plastiques connus pour avoir une activité de perturbateur endocrinien, on trouve les phtalates, des retardateurs de flamme perfluorés ou polybromés ou encore des bisphénols (tableau 3.4.1). Les produits chimiques associés aux plastiques ne sont généralement pas liés aux polymères à l'exception des monomères constitutifs, même s'il peut rester dans le plastique des monomères non liés, c'est particulièrement vrai pour le styrène, monomère toxique du polystyrène. Par conséquent, ils présentent un risque de migrer vers la surface de l'objet fini et donc de s'évaporer dans l'air ou d'être en partie dissous dans l'eau ou vers d'autres supports avec lesquels ils sont en contact, y compris nos aliments.

Les plastiques agissent comme une source de pollution diffuse relarguant dans les environnements de nombreuses molécules chimiques organiques (plastifiants, charges, additifs) (Bolo, Préville, 2020). Les résultats des expériences de Paluselli *et al.* (2018) menées en laboratoire (en conditions contrôlées de lumière et de bactéries hétérotrophes) ont montré une libération significative de phtalates issus de débris de polyéthylène et de polychlorure de vinyle au cours du premier mois d'incubation dans

Tableau 3.4.1. Synthèse des principaux perturbateurs endocriniens. Modifié d'après Richard Sempéré dans le rapport d'audition de l'Assemblée nationale sur les perturbateurs endocriniens présents dans les contenants en plastique, publié en décembre 2019 (n° 2483).

	Caractéristiques	Utilisations	Toxicité	Distribution dans l'environnement	Évaluation des risques	Possibilité de substitution
Phtalates (PAE)	Molécules essentiellement hydrophobes qui ont tendance à s'accumuler dans les organismes	Plastifiants (emballages, sacs, jouets, cosmétiques)	Huit phtalates identifiés comme perturbateurs endocriniens et cancérigènes	Présents dans les principaux compartiments environnementaux (air, eau, sédiment) ainsi que dans le biota et chez l'homme (urine, salive, lait maternel, tissus)	Seuls les risques du DEHP sont bien identifiés	Inconnue
Esters organo-phosphorés (OPE)	Ont des propriétés de POP (polluants organiques persistants) hydrophobes et lipophobes	Plastifiants, retardateur de flamme	Persistance dans l'environnement, bioaccumulation, substances cancérigènes et neurotoxiques	Présents dans les principaux compartiments environnementaux	Évaluation des risques insuffisante	Inconnue
Bisphénols (A, Z, S, F, ADGE)	Relation dose-réponse non linéaire : effets à faible dose	Antioxydant, monomère polycarbonate	Mime l'action de l'œstrogène ; reprotoxique	Faible rémanence dans l'environnement	BPA interdit dans les contenants alimentaires depuis 2015	BPA substitué par BPS, BPF, BADGE pour lesquels peu de données ; BPS plus persistant que le BPA
Composés perfluorés (PFC)	Ont des propriétés de POP hydrophobes et lipophobes	Imperméabilisants, retardateur de flammes, tensioactif dans les emballages, mousse anti-incendie, textiles	Très toxique dans l'eau de mer	Très persistant dans l'environnement	Évaluation des risques bien identifiée dans l'eau (vecteur important de dissémination)	PFBS, NOVEC 1230

DEHP : phtalate de di-2-éthylhexyle, aussi désigné sous les sigles DEHP (de l'anglais *DiEthylHexyl Phthalate*) ou DOP (dioctylphtalate) ; BPA : bisphénol A ; BPS : bisphénol S ; BPE : bisphénol E, BADGE : bisphénol A diglycidyléther.

l'eau de mer. Ainsi, les débris de polyéthylène ont principalement rejeté du phtalate de di-isobutyle (DiBP) et du phtalate de di-n-butyle (DnBP) avec, pour les valeurs les plus élevées, respectivement de 83,4 ± 12,5 et 120,1 ± 18,0 ng par gramme de plastique. Pour les débris de PVC, les principaux composés rejetés sont le phtalate de diméthyle (DMP) et le phtalate de diéthyle (DEP) avec des fractions massiques atteignant respectivement 9,5 ± 1,4 et 68,9 ± 10,3 ng par gramme de polymère. En outre, l'exposition à la lumière et aux bactéries augmente jusqu'à un facteur 5 la quantité totale de phtalates libérés par les polymères sélectionnés.

Un des dangers des perturbateurs endocriniens est le fait de pouvoir cumuler leurs effets. Mais ces interactions entre substances, appelées « effets cocktail » ou « effet combiné », posent de réelles difficultés pour analyser les risques. Selon les cas, « l'effet combiné peut être additif (somme des deux effets isolés), antagoniste (l'effet combiné est inférieur à l'effet de l'une des deux substances) ou au contraire synergique (l'effet combiné est supérieur à la somme des deux effets isolés) mais la réglementation actuelle ne prend pas en compte les effets cocktail » (Bolo, Préville, rapport nº 217, 2020).

Les plastiques comme vecteurs de contaminants environnementaux

Le milieu marin est le réceptacle final d'un large panel de contaminants chimiques utilisés dans le cadre des diverses activités anthropiques : agricoles, urbaines, industrielles, touristiques, etc. Le transport de ces contaminants vers le milieu marin s'effectue par les ruissellements, par les déversements, par les apports fluviaux et peut aussi résulter des transports atmosphériques et des précipitations. En raison d'un rapport élevé surface/volume, certains contaminants organiques ou métalliques peuvent s'adsorber et être accumulés sur les débris plastiques dans l'environnement. Les éléments traces métalliques ou les contaminants hautement hydrophobes tels que les polluants organiques persistants (POP), notamment les polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényléthers (PBDE), les dichlorobiphényles trichloréthanes (DDT), les hexachlorocyclohexanes (HCH) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), sont des exemples de composés sorbés à la surface de micro- et nanoplastiques. Des travaux ont mis en évidence un enrichissement substantiel des POP dans les polymères, dépassant de plus de 100 fois leurs concentrations en solution dans certains cas (Lohmann, 2017). De même, l'interaction potentielle entre les débris plastiques et des polluants plus émergents tels que les composés pharmaceutiques actifs (PhAC), les antibiotiques ou les filtres UV suscitent également un fort intérêt scientifique (Ho *et al.*, 2019). En raison de ces processus d'adsorption, les débris plastiques pourraient jouer un rôle crucial en écotoxicologie aquatique en agissant comme des vecteurs de ces polluants. Ils représentent donc une source supplémentaire potentielle pour des produits chimiques lipophiles dans les phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification, en facilitant leur entrée dans la chaîne alimentaire (Hartmann *et al.*, 2017). Cependant, des scientifiques soutiennent que les débris plastiques présents dans les océans ne sont pas encore suffisants pour surpasser la répartition des POP dans l'environnement ou la matière organique dissoute (MOD) (Wang *et al.*, 2019). De plus, les détails de la manière dont la sorption des contaminants sur les microplastiques renforce ou atténue leurs impacts restent flous. Différents facteurs influencent la sorption des polluants environnementaux sur les débris plastiques (Menéndez-Pedriza et Jaumot, 2020). Le processus de transfert chimique d'une phase fluide (l'air ou l'eau) à une phase solide (les débris de plastique ou MOD) définit la sorption d'un composé.

Ce terme est associé à deux types de processus : l'absorption et l'adsorption. L'absorption fait référence à l'interaction chimique entre les composés et un sorbant par le biais de forces de van der Waals relativement faibles dans lesquelles les molécules pénètrent et s'intègrent dans la matrice du sorbant. L'adsorption implique que les molécules restent à l'interface entre le fluide et la surface du solide (selon une variété de forces, allant des interactions van der Waals aux interactions ioniques, stériques ou covalentes). Dans de nombreux cas, les processus d'absorption et d'adsorption peuvent se produire simultanément, et il est difficile de distinguer une interaction de l'autre. Cependant, les processus d'adsorption prédominent dans les scénarios les plus courants de faibles concentrations environnementales de produits chimiques organiques en raison des interactions plus fortes avec la surface de la phase solide. Les processus de sorption sont fondamentalement liés aux propriétés physicochimiques du sorbat et du sorbant ainsi qu'aux propriétés du milieu. Par conséquent, les mécanismes de sorption entre polluant et débris plastiques dépendent des interactions entre eux, mais également de différents facteurs (figure 3.4.2).

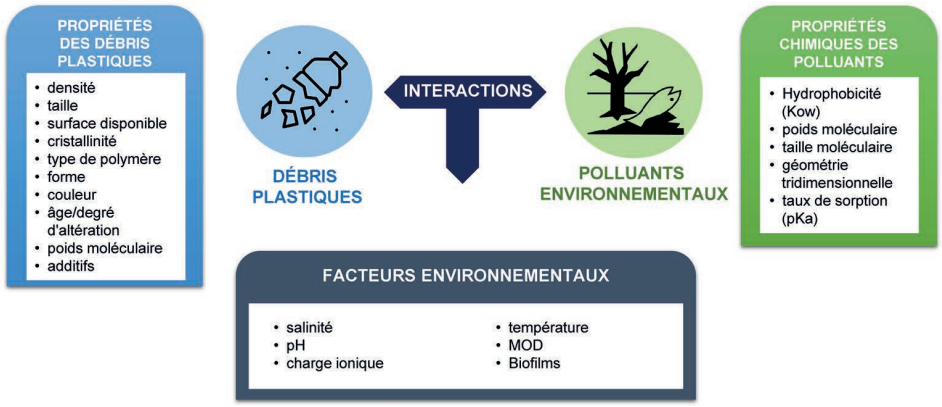

Figure 3.4.2. Résumé des principaux facteurs influençant l'interaction entre les micro- et nanoplastiques et les polluants chimiques présents dans l'environnement.

Une étude a montré que l'absorption des PCB sur des films plastiques en PE était significativement plus importante que ceux en PS ou PVC. En effet, le PE présentait des coefficients d'absorption, de diffusion et de partage les plus élevés par rapport aux autres polymères (Pascall *et al.*, 2005). La taille des particules est un autre facteur important qui affecte la capacité de sorption. Les nanoplastiques ont donc une capacité de sorption accrue en raison de l'augmentation de la surface au cours du processus d'altération. C'est pourquoi, avec la fragmentation des débris plastiques dans l'environnement, le risque potentiel des microplastiques est imprévisible. De même, les HAP, qui sont une autre famille de polluants hydrophobes, sont retrouvés abondamment dans l'environnement. Une forte interaction entre les HAP et les micro- ou nanoplastiques a été observée dans les environnements aquatiques (Tan *et al.*, 2019). Des travaux expérimentaux sur le comportement de sorption entre les HAP et le PS, PE et PP ont révélé que l'ordre des coefficients de partage entre les microplastiques (PS, PE, PP) et l'eau de mer étaient significativement corrélés avec l'hydrophobicité qui apparaît comme le principal mécanisme induisant la sorption des HAP sur les débris plastiques (Lee *et al.*, 2014).

Tout comme les polluants organiques, les éléments traces métalliques ont également été observés à la surface des plastiques. Même si les métaux traces sont naturellement présents dans notre environnement (par exemple, dans l'atmosphère, la lithosphère, l'hydrosphère et la biosphère), leur contamination environnementale et leur exposition à l'Homme sont principalement dues aux activités anthropiques diverses et variées (Engwa *et al.*, 2019). Une étude expérimentale révèle que l'accumulation des métaux traces semble être similaire, peu importe le type de microplastique. Une hypothèse émise est qu'il est possible que l'accumulation de métaux traces sur les plastiques soit contrôlée par la présence de biofilm (Johansen *et al.*, 2018). De plus, selon les types de polymères, la distribution du biofilm est similaire. L'accumulation des métaux traces semble également augmentée avec le temps d'exposition, en lien avec un meilleur développement de biofilms à la surface des plastiques. De plus, au cours du temps, les débris plastiques s'altèrent, gagnent en surface de contact et génèrent des groupes d'oxygène, pouvant augmenter leur polarité, leur charge, leur rugosité et leur porosité, et influencer l'adsorption (Fotopoulou, Karapanagioti, 2012). Le développement de biofilms à la surface des débris plastiques, en modifiant la polarité de leur surface (rapport surface-volume spécifique) augmenteraient l'accumulation de divers métaux dans les débris de plastique comme les Ga, Mn, Pb, Cu, Co, U, Fe, Ni, Al[29] (Richard *et al.*, 2019). De même, Johansen *et al.* (2019) ont montré que l'amélioration de la sorption des métaux traces (Cs et Sr[30]) sur le PE et le PP était également en lien avec l'augmentation de la surface grâce à l'action des biofilms.

Même s'il existe un consensus selon lequel les débris plastiques accumulent de fortes concentrations en divers polluants, il demeure des vecteurs secondaires par rapport à la matière organique particulaire (par exemple, le phytoplancton). En effet, compte tenu de la contamination généralisée de l'environnement et du biote par les POP, métaux traces, etc., l'apport par les débris plastiques ne jouerait pas un rôle significatif dans la bioaccumulation et dans la bioamplification de ces contaminants déjà présents dans la chaîne alimentaire. Il n'en demeure pas moins que les débris plastiques contribuent à la dispersion de divers contaminants présents dans le milieu marin.

29. Galium (Ga), manganèse (Mn), plomb (Pb), cuivre (Cu), cobalt (Co), uranium (U), fer (Fe), nickel (Ni), aluminium (Al).
30. Césium (Cs) et strontium (Sr).

Conclusion

La première partie a permis de mettre en évidence la présence d'objets plastiques de toutes tailles, des macroplastiques aux nanoplastiques, dans tous les environnements, des sols aux environnements aquatiques d'eau douce ou marin, et des eaux de surface ou profondes. Cette présence résulte de flux constants avec des points d'entrée diffus (par exemple, les dépôts atmosphériques ou les apports liés aux activités agricoles ou marines) ou ponctuels (par exemple, les flux venant des fleuves). Cela conduit à une hétérogénéité de présence dans tous les écosystèmes, renforcée par la variabilité des activités humaines (par exemple, l'enfouissement localisé) et les caractéristiques atmosphériques ou hydrologiques (vents et courants) qui vont parfois conduire à des dépôts localisés. La deuxième partie a permis de montrer les effets de l'exposition des organismes à ces plastiques (effets observés chez toutes les espèces d'organismes étudiés) avec des variations en fonction de la taille des objets et des organismes. Cette troisième partie, à la confluence des deux précédentes, propose une synthèse consacrée aux écosystèmes, en considérant les organismes au sein de populations interagissant entre elles, dans leur environnement et au sein des grands équilibres écologiques que les plastiques peuvent bousculer.

Tour à tour ont été évoqués les sols, les écosystèmes marins côtiers et littoraux ainsi que les écosystèmes marins profonds. Malgré les différences liées aux spécificités de chacun de ces écosystèmes, il est frappant d'observer de façon récurrente l'association entre présence de plastique et perte de biodiversité. C'est aussi le cas pour les populations microbiennes qui semblent développer de nouveaux équilibres sur les plastiques, au point que cela a conduit à la définition d'un terme spécifique, la plastisphère. Ainsi, le bouleversement des écosystèmes peut se faire de différentes façons, par suppression ou par addition. On peut mentionner la suppression d'habitats par destruction physique à la suite des emmêlements ou de la couverture d'un substrat empêchant le passage de la lumière. Au contraire, on peut citer la création de nouveaux habitats, par exemple : en hauteur, ou en permettant le transport d'espèces, par exemple : dans la plastisphère, parfois sur de très longues distances. Dans les deux cas, le bouleversement des grands équilibres biologiques peut conduire à des altérations du fonctionnement des écosystèmes.

Dans le cas de la plastisphère, et en particulier de son volet microbien, il faut noter qu'en offrant un nouveau support, les plastiques permettent la concentration d'espèces bactériennes spécifiques et facilitent le transfert de gènes entre espèces. Ce phénomène naturel est ici amplifié par la concentration bactérienne qui pourrait, en augmentant le transfert de gènes résistants, favoriser l'apparition d'antibiorésistance avec des conséquences pour la santé animale ou celle de la faune sauvage.

Dans le contexte de la santé des écosystèmes, a également été évoqué le rôle des plastiques comme vecteur, que ce soit de pathogènes ou de polluants. En lien avec la plastisphère, il a en effet été observé que la surface des plastiques abritait une abondance de bactéries pathogènes supérieure à celle de l'environnement général.

Au-delà des conséquences sanitaires, ce chapitre indique qu'en lien avec la présence de plastique, un aspect de la santé des écosystèmes ou des conséquences de leur mauvaise santé peut être la diminution de leur productivité. Cette diminution a ainsi été corrélée avec la présence de plastiques dans les sols en parallèle avec des modifications structurelles. Dans un environnement plus mouvant comme les écosystèmes aquatiques, le lien est moins simple à établir, cependant des effets sur les effectifs de certaines populations ont été mis en évidence. Ces effets sur la ressource vivrière peuvent mettre en danger la sécurité alimentaire mondiale.

Références

Angiolillo M., Gérigny O., Valente T., Fabri M.-C., Tambute E., Rouanet E., Claro F., Tunesi L., Vissio A., Daniel B., Galgani F., 2021. Distribution of seafloor litter and its interaction with benthic organisms in deep waters of the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean). *Science of the Total Environment*, 788, 147745, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147745

Basile-Doelsch I., Chevallier T., Dignac M.-F., Ektan A., 2023. Carbon storage in soil, *in* Goss M. J., Oliver M. (eds). *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Second Edition, Academic Press, 228-242, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00202-0

Barrett J., Chase Z., Zhang J., Banaszak Holle M. M., Willis K., Williams A., Hardesty B. D., Wilcox C., 2020. Microplastic pollution in deep-sea sediments from the Great Australian Bight. *Frontiers in Marine Science*, 7, https://doi.org/10.3389/fmars.2020.576170

Bergman Å., Heindel J. J., Jobling S., Kidd K., Zoeller T. R., World Health Organization, 2013. State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012: summary for decision-makers. United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 289 p., https://iris.who.int/handle/10665/78102

Bolo P., Préville A., 2020. Rapport du Sénat (nº 217) et de l'Assemblée nationale (nº 3654), session 2020-2021 : Pollution plastique : une bombe à retardement ?. 326 p.

Bowley J., Baker-Austin C., Porter A., Hartnell R., Lewis C., 2020. Oceanic hitchhikers—assessing pathogen risks from marine microplastic. *Trends in Microbiology*, 19 (2), https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.06.011

Canals M., Pham C. K., Bergmann M., Gutow L., Hanke G., van Sebille E., Angiolillo M., Buhl-Mortensen L., Cau A., Ioakeimidis C., Kammann U., Lundsten L., Papatheodorou G., Purser A., Sanchez-Vidal A., Schulz M., Vinci M., Chiba S., Galgani F., Langenkämper D., Möller T., Nattkemper T. W., Ruiz M., Suikkanen S., Woodall L., Fakiris E., Molina Jack M. E., Giorgetti A., 2021. The quest for seafloor macrolitter: a critical review of background knowledge, current methods and futurs prospects. *Environmental Research Letters*, 16, https://doi.org/10.1088/1748-9326/abc6d4

Carlton J. T., Chapman J. W., Geller J. B., Miller J. A., Carlton D. A., McCuller M. I., Treneman N. C., Steves B. P., Ruiz G. M., 2017. Tsunami-driven rafting: Transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science*, 357 (6358), 1402-1406, https://doi.org/10.1126/science.aao1498

Coalition des scientifiques pour un traité sur les plastiques efficace 2024. Le concept d'utilisation essentielle pour le Traité sur les plastiques. https://ikhapp.org/material/the-essential-use-concept-for-the-global-plastics-treaty/french-concept_utilisation_essentielle/

Conti G. O., Ferrante M., Banni M., Favara C., Nicolosi I., Cristaldi A., Fiore M., Zuccarello P., 2020. Micro-and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research*, 187, 109677, https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677

Daghighi E., Shah T., Chia R. W., Lee J. Y., Shang J., Rodríguez-Seijo A., 2023. The forgotten impacts of plastic contamination on terrestrial micro-and mesofauna: A call for research. *Environmental Research*, 25, 116227, https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116227

de Souza Machado A. A., Lau C. W., Till J., Kloas W., Lehmann A., Becker R., Rillig M. C., 2018. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. *Environmental Science & Technology*, 52 (17), 9656-9665, https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212

FAO, 2023. Soils, where food begins. Outcome document of the Global Symposium on soils for nutrition 26-29 July 2022. Rome, https://doi.org/10.4060/cc4774en

Engwa G. A., Ferdinand P. U., Nwalo F. N., Unachukwu M. N., 2019. Mechanism and health effects of heavy metal toxicity in humans, *in* Karcioglu O., Arslan B. (eds), *Poisoning in the modern world-new tricks for an old dog*, 10, 70-90, https://doi.org/10.5772/intechopen.82511

Eriksen M., Cowger W., Erdle L. M., Coffin S., Villarrubia-Gómez P., Moore C. J., Carpenter E. J., Day R. H., Thiel M., Wilcox C., 2023. A growing plastic smog, now estimated to be over 170 trillion plastic particles afloat in the world's oceans. Urgent solutions required. *PLOS One*, 18 (3), e0281596, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281596

Farrell P., Nelson K., 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1-3, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046

Fotopoulou K. N., Karapanagioti H. K., 2012. Surface properties of beached plastic pellets. *Marine Environmental Research*, 81, 70-77, https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.010

Gao H., Yan C., Liu Q., Ding W., Chen B., Li Z., 2019. Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 651, 484-492, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.105

Galgani F., Pham C., Claro F., Consoli P., 2018. Marine animal forests as useful indicators of entanglement by marine litter. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 735-738, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.004

Galgani F., Angiolillo M., Gérigny O., Maes T., Tambutté E., Harris P. T., 2022. Marine litter, plastic, and microplastics on the seafloor, *in* Andrady A. L. (ed.), *Plastics and the ocean: origin, characterization, fate, and impacts*, Chap. 6, 151-197, https://doi.org/10.1002/9781119768432.ch6

Gérigny O., Lacroix C., Brun M., Olsommer M., André S., Tomasino C., Paul M., Beauvais S., Georges E., Galgani F., 2022. Évaluation du descripteur 10 « Déchets marins » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2024 au titre de la DCSMM, 255 p. Étude réalisée dans le cadre de la convention entre la Direction de l'Eau et de la Biodiversité et de l'Ifremer et de la convention 2020-2022 nº 210 298 7992 entre la Direction de l'Eau et de la Biodiversité et le Cedre, https://doi.org/10.13155/97951

Gérigny O., Pedrotti M.-L., El Rakwe M., Brun M., Pavec M., Henry M., Mazeas F., Maury J., Garreau P., Galgani F., 2022. Characterization of floating microplastic contamination in the bay of Marseille (French Mediterranean Sea) and its impact on zooplankton and mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113353, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113353

Gérigny O., Gustavo B., Urmas L., Buhhalko N., Chouteau L., Georges E., Meyers N., Vanavermaete D., Galgani F., Ourgaud M., Papillon L., Sempéré R., de Witte B., 2024. Comparative analysis of microplastics detection methods applied to marine sediments: A case study in the Bay of Marseille. *Marine Pollution Bulletin*, 207, 116787 (11 p.), https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116787

González-Fernández C., Le Grand F., Bideau A., Huvet A., Paul-Pont I., Soudant P., 2020. Nanoplastics exposure modulate lipid and pigment compositions in diatoms. *Environmental Pollution*, 262, 114274, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114274

Green D. S., 2016. Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. *Environmental Pollution*, 216, 95-103, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.043

Hartmann N. B., Rist S., Bodin J., Jensen L. H., Schmidt S. N., Mayer P., Meibom A., Baun A., 2017. Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated Environmental Assessment and Management,* 13 (3), 488-493, https://doi.org/10.1002/ieam.1904

Johansen M. P., Cresswell T., Davis J., Howard D. L., Howell N. R., Prentice E., 2019. Biofilm-enhanced adsorption of strong and weak cations onto different microplastic sample types: Use of spectroscopy, microscopy and radiotracer methods. *Water Research*, 158, 392-400, https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.029

Johansen M. P., Prentice E., Cresswell T., Howell N., 2018. Initial data on adsorption of Cs and Sr to the surfaces of microplastics with biofilm. *Journal of Environmental Radioactivity*, 190, 130-133, https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.05.001

Lacerda A. L., Briand J. F., Lenoble V., Oreste E. Q., Kessler F., Pedrotti M. L., 2024. Assessing the plastisphere from floating plastics in the Northwestern Mediterranean Sea, with emphasis on viruses. *Microorganisms*, 12 (3), 444, https://doi.org/10.3390/microorganisms12030444

Laganà P., Caruso G., Corsi I., Bergami E., Venuti V., Majolino D., La Ferla R., Azzaro M., Cappello S., 2019. Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica). *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 222 (1), 89-100, https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.08.009

Lamb J. B., Willis B. L., Fiorenza E. A., Couch C. S., Howard R., Rader D. N., True J. D., Kelly L. A., Ahmad A., Jompa J., Harvell C. D., 2018. Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science*, 359 (6374), 460-462, https://doi.org/10.1126/science.aar3320

Lee H., Shim W. J., Kwon J. H., 2014. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the Total Environment*, 470-471, 1545-1552, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.023.

Lohmann R., 2017. Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans — but should microplastics be considered POPs themselves?. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (3), 460-465, https://doi.org/10.1002/ieam.1914

Maggi F., Tang F. H. M., Tubiello F. N., 2023. Agricultural pesticide land budget and river discharge to oceans. *Nature*, 620, 1013-1017, https://doi.org/10.1038/s41586-023-06296-x

Menéndez-Pedriza A., Jaumot J., 2020. Interaction of environmental pollutants with microplastics: a critical review of sorption factors, bioaccumulation and ecotoxicological effects. *Toxics*, 8 (2), 40, https://doi.org/10.3390/toxics8020040

Morales-Caselles C., Viejo J., Martí E., González-Fernández D., Pragnell-Raasch H., González-Gordillo J. I., Montero E., Arroyo G. M., Hanke G., Salvo V. S., Basurko O. C., Mallos N., Lebreton L., Echevarría F., van Emmerik T., Duarte C. M., Gálvez J. A., van Sebille E., Galgani F., García C. M., Ross P. S., Bartual A., Ioakeimidis C., Markalain G., Isobe A., Cózar A., 2021. An inshore-offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. *Nature Sustainability*, 4, 484-493, https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8

Persson L., Carney Almroth B. M., Collins C. D., Cornell S., De Wit C. A., Diamond M. L., Fantke P., Hassellöv M., MacLeod M., Ryberg M. W., Søgaard Jørgensen P., 2022. Outside the safe operating space of the planetary boundary for novel entities. *Environmental Science & Technology*, 56 (3), 1510-1521, https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158

Pierdomenico M., Bernhardt A., Eggenhuisen J. T., Clare M. A., Lo Iacono C., Casalbore D., Davies J. S., Kane I., Huvenne V. A. I., Harris P. T., 2023. Transport and accumulation of litter in submarine canyons: a geoscience perspective. *Frontiers in Marine Science*, 10, https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1224859

Paluselli A., Fauvelle V., Galgani F., Sempéré R., 2018. Phthalate release from plastic fragments and degradation in seawater. *Environmental Science & Technology*, 53 (1), 166-175, https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05083

Pascall M. A., Zabik M. E., Zabik M. J., Hernandez R. J., 2005. Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) from an aqueous medium by polyethylene, polyvinyl chloride, and polystyrene films. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53 (1), 164-169, https://doi.org/10.1021/jf048978t

Richard H., Carpenter E. J., Komada T., Palmer P. T., Rochman C. M., 2019. Biofilm facilitates metal accumulation onto microplastics in estuarine waters. *Science of the Total Environment*, 683, 600-608, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.331

Richardson K., Hardesty B. D., Wilcox C., 2019. Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: A literature review and meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 20, 1218-1231, https://doi.org/10.1111/faf.12407

Rillig M. C., Leifheit E., Lehmann J., 2021. Microplastic effects on carbon cycling processes in soils. *PLoS Biology*, 19 (3), p.e3001130. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001130

Santana M. F. M., Moreira F. T., Turra A., 2017. Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: Insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. *Marine Pollution Bulletin*, 121, 154-159, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.061

Seeley M. E., Song B., Passie R., Hale R. C., 2020. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling. *Nature Communications*, 11 (1), 2372, https://doi.org/10.1038/s41467-020-16235-3

Song Y., Cao C., Qiu R., Hu J., Liu M., Lu S., Shi H., Raley-Susman K. M., He D., 2019. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure. *Environmental Pollution*, 250, 447-455, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.066

Song Y. K., Hong S. H., Jang M., Han G. M., Shim W. J., 2015. Occurrence and distribution of microplastics in the sea surface microlayer in Jinhae Bay, South Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 279-287, https://doi.org/10.1007/s00244-015-0209-9

Sonke J. E., Koenig A. M., Yakovenko N., Hagelskjaer O., Margenat H., Hansson S. V., De Vleeschouwer F., Magan O., Le Roux G., Thomas J. L., 2022. A mass budget and box model of global plastics cycling, degradation and dispersal in the land-ocean-atmosphere system. *Microplastics and Nanoplastics*, 2, 28, https://doi.org/10.1186/s43591-022-00048-w

Tan X., Yu X., Cai L., Wang J., Peng J., 2019. Microplastics and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China. *Chemosphere*, 221, 834-840, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.022

Wagner M., Monclús L., Arp H. P. H., Groh K. J., Løseth M. E., Muncke J., Wang Z., Wolf R., Zimmermann L., 2024. State of the science on plastic chemicals — Identifying and addressing chemicals and polymers of concern. Rapport, https://doi.org/10.5281/zenodo.10701706

Wang J., Coffin S., Sun C., Schlenk D., Gan J., 2019. Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm *Eisenia fetida* in soil. *Environmental Pollution*, 249, 776-784, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.102

Wei H., Wu L., Liu Z., Saleem M., Chen X., Xie J., Zhang J., 2022. Meta-analysis reveals differential impacts of microplastics on soil biota. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 230, 113150, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113150

Wright R. J., Langille M. G., Walker T. R., 2021. Food or just a free ride? A meta-analysis reveals the global diversity of the Plastisphere. *The ISME Journal*, 15 (3), 789-806, https://doi.org/10.1038/s41396-020-00814-9

Zettler E. R., Mincer T. J., Amaral-Zettler L. A., 2013. Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technol*ogy, 47, 13, https://doi.org/10.1021/es401288x

Zhao S., Zhu L., Wang T., Li D., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86, 562-568, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032

Partie 4

La transition plastique : quelles obligations, quelles alternatives et quelles solutions pour quels impacts sur la biodiversité ?

Introduction

Depuis les premières alertes médiatisées sur la pollution plastique il y a plus de 20 ans[31], mais renseignées en amont dans la littérature scientifique (Lecke-Mitchell et Mullin, 1992 ; Galgani *et al.*, 1995), de nombreuses recherches ont été menées pour non seulement estimer son ampleur et ses effets sur le vivant, mais aussi chercher des solutions et proposer des alternatives pour l'endiguer.

Les résultats de ces recherches ont donné lieu depuis une dizaine d'années à de nombreux rapports nationaux, européens et internationaux pour alerter les pouvoirs publics et informer les industriels et les consommateurs des conséquences délétères des matières plastiques sur l'environnement tout au long de leur chaîne de valeur.

Malgré ces alertes régulières, la production mondiale de plastique ne cesse d'augmenter, mettant ainsi en exergue la difficulté à concilier activités humaines et protection de l'environnement, et l'opposition entre intérêts économiques et préservation de la biodiversité.

Néanmoins, il faut noter des évolutions en matière d'actes internationaux (accords, conventions, plans d'action) et de directives européennes, notamment sur la préservation des milieux marins, sur la préservation de la biodiversité et sur le traitement des déchets, dans lesquels la pollution plastique est abordée. Néanmoins, cette dernière a du mal à émerger en tant que telle dans le cadre réglementaire.

Ces aspects réglementaires sont l'objet du premier chapitre qui présente l'état actuel du cadre juridique contre la pollution plastique, avec un focus sur le cas particulier du milieu marin, avant que nous nous demandions en quoi ce cadre est encore largement perfectible et pourquoi le traité international en cours de négociations est porteur de nombreux espoirs.

En attendant qu'une réglementation réellement contraignante soit mise en place, les regards se tournent vers l'amélioration de la circularité des plastiques pour protéger la biodiversité. Après avoir présenté l'origine de nos déchets plastiques, nous nous pencherons dans le deuxième chapitre sur leur devenir au travers des différents modes de gestion existants et selon leur degré de circularité.

Enfin, l'innovation et l'émergence de solutions alternatives aux plastiques pourraient contribuer à limiter la pollution plastique ou ses conséquences. Dans le dernier chapitre, nous aborderons le cas des plastiques dits « biodégradables[32] » présentés

31. Découverte du « 7e continent » par l'océanographe Charles Moore en 1997, une immense zone de l'océan Pacifique constituée de débris plastiques.

32. Un plastique est dit « biodégradable » s'il peut être dégradé par des organismes vivants, par exemple : des bactéries ou des champignons. Cela est différent du terme biosourcé qui indique que la source de carbone utilisée pour produire le plastique est d'origine biologique (végétale, bactérienne, par exemple) par opposition à un plastique pétro-sourcé. Ces deux propriétés sont totalement indépendantes dans le sens qu'un plastique biodégradable peut être pétro-sourcé (par exemple, le PBAT) et à l'inverse qu'un plastique biosourcé peut ne pas être biodégradable (par exemple, du polyéthylène fabriqué à partir d'amidon de maïs). Le terme bioplastique n'a aucun sens et est malheureusement souvent utilisé par erreur ou pour créer la confusion entre biosourcé et biodégradable.

comme des alternatives aux plastiques conventionnels pour des applications bien spécifiques. Cependant, la première action essentielle à mener pour lutter contre la pollution plastique et ses atteintes à la biodiversité et à l'humanité est la réduction le plus amont possible, c'est-à-dire la réduction de la production de matière plastique. L'amélioration des systèmes de gestion des déchets, de la circularité et le développement de plastiques alternatifs sont des approches complémentaires utiles dans certaines circonstances, mais qui à elles seules ne permettront pas de régler ce problème global.

Chapitre 1

Volet réglementaire

Loïc Peyen et François Galgani

⏩ Réglementation existante et obligations

Longtemps lacunaire (Peyen, 2018), le cadre juridique du plastique s'est considérablement étoffé ces dernières années. Il est aujourd'hui tributaire de plusieurs niveaux d'action, fait intervenir plusieurs types d'actes, conjugue une multitude d'approches et porte une grande attention au cas du milieu marin.

Pluralité de niveaux d'action

Les règles relatives au plastique se retrouvent à plusieurs niveaux : international, régional, national et local.

Au niveau international, plusieurs conventions contiennent des règles relatives au plastique, telles que la Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets — communément appelée Convention de Londres ou LC72 — (Londres, Mexico, Moscou et Washington, 29 déc. 1972), la Convention sur la protection de l'environnement marin dans la région de la mer Baltique — ou Convention d'Helsinki — (Helsinki, 22 mars 1974), la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination (Bâle, 22 mars 1989) ou encore la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (Stockholm, 22 mai 2001). D'autres, sans s'intéresser directement au sujet, ont toutefois permis de se saisir de la problématique, comme la Convention sur la diversité biologique (Rio de Janeiro, 5 juin 1992) et la Convention sur le droit de la mer (Montego Bay, 10 déc. 1982). Ces réglementations n'étant toutefois que sectorielles, l'Assemblée des Nations unies pour l'environnement a, le 2 mars 2022, engagé un processus tendant à élaborer un instrument international juridiquement contraignant sur la pollution par les plastiques prenant en compte tout leur cycle de vie et tous les milieux (résolution 5/14, doc. Unep/EA.5/Res.14).

Au niveau régional, plusieurs actions sont entreprises pour lutter contre le fléau, ainsi que l'illustre l'Association des nations d'Asie du Sud-Est (Asean), ou encore les États riverains de la Méditerranée liés par la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution (Barcelone, 16 fév. 1976). Avec plus d'autorité, puisque ces actes s'imposent à ses États membres, l'Union européenne contient une multitude d'actes qui se saisissent de la question : directive 94/62/CE du Parlement européen et du Conseil, du 20 décembre 1994, relative aux emballages et aux déchets

d'emballages, directive (UE) 2015/720 du 29 avril 2015 modifiant la directive 94/62/CE en ce qui concerne la réduction de la consommation de sacs en plastique légers, etc. Plus récemment, elle a adopté un acte plus transversal pour se saisir de la question : la directive (UE) 2019/904 du Parlement européen et du Conseil du 5 juin 2019 relative à la réduction de l'incidence de certains produits en plastique sur l'environnement.

Au niveau national, et en partie sous l'impulsion européenne, le nombre de textes s'intéressant à la question n'a cessé de croître. Après la loi du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte, la loi du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages et la loi n° 2018-938 du 30 octobre 2018 pour l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire et une alimentation saine, durable et accessible à tous, c'est l'incontournable loi du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire qui est venue consolider le droit français en la matière (Peyen, 2021). La plupart des dispositions relatives au plastique sont codifiées dans le code de l'environnement.

Au niveau local, enfin, les collectivités et leurs groupements peuvent agir plus ou moins énergiquement, car, outre la mise en œuvre de leurs compétences en matière de gestion des déchets, elles peuvent être à l'origine d'initiatives locales et même soutenir plusieurs actions locales en ce sens.

Diversité d'actes

Les actes qui se saisissent de la problématique sont assez diversifiés : il peut s'agir d'authentiques normes contraignantes, portées par des conventions, des directives ou règlements européens, des lois ou actes règlementaires, mais il peut s'agir aussi d'actes à la portée plus limitée, tels les déclarations, plans d'actions, lignes directrices ou stratégies. La nature de ces actes affecte la portée de leur contenu.

À côté de ces instruments, plusieurs outils volontaires sont aussi mobilisés pour appréhender la pollution plastique. L'Union européenne, mais c'est aussi le cas de plusieurs acteurs nationaux, mobilise beaucoup d'« appels à projets » pour soutenir les initiatives locales tendant à appréhender cette pollution, par la voie d'une action *bottom-up* donc. Au niveau national, des conventions ou pactes d'engagement, comme le Pacte national sur les emballages plastiques du 21 février 2019 ou le Plan d'action-Sushis de mars 2022, sont signés entre des collectivités publiques, des entreprises et des organisations non gouvernementales pour favoriser l'action en la matière. Dans ce prolongement, la loi invite par exemple les collectivités publiques à intégrer des clauses permettant de lutter contre la pollution plastique dans les contrats de la commande publique lorsque cela est possible.

Multiplicité des approches

L'appréhension juridique du plastique s'inscrit pleinement dans l'objectif de réalisation d'une économie circulaire et emprunte, pour cette raison, ses approches. En effet, deux types de mesures sont identifiables : il y a, d'un côté, des mesures *ex ante*, anticipatives en ce qu'elles agissent avant les pollutions et, de l'autre, des mesures *ex post*, qui sont davantage curatives en ce qu'elles interviennent après les pollutions.

L'approche *ex ante* traduit l'application des principes de prévention, de précaution et du pollueur-payeur. Les mesures qui s'inscrivent dans cette dynamique sont diverses et d'intensité variable.

Il y a, tout d'abord, des règles qui s'appliquent au plastique sans lui être spécifique. Il en va ainsi des normes relatives aux déchets et à la pollution, de façon générale, comme l'interdiction de polluer et de jeter les déchets, notamment en plastique, dans la nature (c. pén.[33], art. R. 634-2, par exemple), la collecte et le recyclage des déchets, voire l'institution de filières « responsabilité élargie du producteur » (REP : c. env.[34], art. L. 541-10). De façon plus spécifique, les solutions plus ciblées visent à réduire le recours au plastique et sa consommation (restriction de la mise en circulation, encadrement des emballages et suremballages, sensibilisation et information du consommateur) (voir, par exemple, c. env., art. L. 541-15-10), améliorer la conception des produits (recours aux matières biosourcées et/ou recyclées), éviter les fuites de plastique dans l'environnement (c. env., art. L. 541-15-11 par exemple) et, plus généralement, dissuader de recourir au plastique ou inciter à mieux appréhender la matière (voir, par exemple, la taxe instaurée au niveau européen au titre de la décision (UE, Euratom) 2020/2053 du Conseil du 14 décembre 2020 relative au système des ressources propres de l'Union européenne et abrogeant la décision 2014/335/UE, Euratom).

Ces mesures, qui s'adressent à toute personne, publique ou privée, répondent à un principe de progressivité, c'est-à-dire qu'elles ont vocation à se multiplier ou à se durcir au fil du temps. Cela vaut pour les objectifs imposés aux pouvoirs publics (c. env., art. L. 541-1 notamment), ainsi que pour les obligations imposées aux opérateurs économiques (c. env., L. 541-15-10). Cette technique des petits pas peut être critiquée, s'agissant en particulier des échéances et des obligations qui peuvent paraître lointaines ou inconsistantes ; toutefois, elle n'en demeure pas moins fondée. En effet, si l'objectif de protection de l'environnement est d'intérêt général, les mesures adoptées ne doivent pas porter d'atteintes disproportionnées aux droits, parmi lesquels figurent la liberté d'entreprendre et la liberté de commerce et d'industrie. Autrement dit, lorsque des mesures sont adoptées pour protéger l'environnement et lutter, ici, contre la pollution plastique, elles doivent, pour ne pas être censurées, laisser aux opérateurs économiques un temps d'adaptation. Au niveau national, les jurisprudences du Conseil constitutionnel et du Conseil d'État, régulièrement saisis de requêtes tendant à l'annulation des mesures adoptées pour lutter contre la pollution plastique, le démontrent.

L'approche *ex post* est, quant à elle, le parent pauvre de l'action réglementaire en matière de plastique. Et pour cause : si l'approche préventive, bien que perfectible, est étayée, l'approche curative qui consiste à faire face au plastique déjà présent dans l'environnement et aux nuisances qu'il engendre, reste largement lacunaire. Il n'existe, en effet, aucun objectif général ni obligation spécifique tendant au ramassage du plastique dans l'environnement, même si, au titre du droit des déchets et de la préservation de l'ordre public, quelques obligations ponctuelles sont clairement identifiables. Quel que soit le niveau d'observation, les normes en la matière sont assez balbutiantes. En fait, même si plusieurs acteurs sont compétents en la matière, ces derniers n'ont pas toujours d'obligation d'agir, ce qui leur laisse une latitude assez critiquable.

Cela s'explique par des considérations essentiellement pratiques se rattachant à l'identification des responsabilités (qui doit assumer cette charge, alors même qu'il peut ne pas être responsable ?) et au financement de la mise en œuvre de ces actions.

33. Abréviation de Code pénal.
34. Abréviation de Code de l'environnement.

Par ailleurs, si le dégagement de ressources financières dédiées peut être une solution, le risque est de déresponsabiliser les pollueurs et de faire peser sur d'autres le poids de leur négligence.

Autrement dit, l'approche *ex post* et l'action *ex ante* doivent être menées de façon conjointe.

Cas particulier du milieu marin

Les océans et mers ont été moteurs dans l'élaboration des réglementations internationales sur la pollution plastique, en raison, d'une part, de l'importance des connaissances acquises ces dernières années par la communauté scientifique et, d'autre part, en raison du caractère international et transfrontalier du problème. Selon le Plan Bleu, centre d'activités des Nations unies en Méditerranée, la question reste un défi complexe en raison de la diversité des acteurs, des sources, des matériaux, et des aspects socio-économiques, chaque citoyen pouvant être considéré comme une source potentielle de déchets, limitant les capacités de mise en œuvre des solutions. La transition vers une économie circulaire est l'un des principes fondamentaux des politiques récentes (Winterstetter *et al.*, 2023), les politiques existantes se concentrent cependant sur la gestion des déchets, plutôt que sur la réduction de la consommation de plastiques à usage unique. De plus, les interventions gouvernementales semblent fragmentées et la complexité du cycle de vie du plastique complique la prise de décision.

Pour les océans, la transformation des secteurs économiques et des modèles de production est en cours, avec une stratégie de développement de la pêche et l'aquaculture, prévenant de plus en plus l'utilisation excessive du plastique.

Outre des agréments de principe à l'échelle globale (Déclaration de Washington en 1995, résolution A/60/L des Nations unies en 2005, Déclaration de Manille en 2005, Honolulu strategy en 2011, Conférence des Nations unies sur le développement durable à Rio de Janeiro en 2012, décennie de l'océan en 2015), de nombreux accords et conventions mondiales existent pour la gestion des déchets marins (tableau 4.1.1), notamment la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (Marpol 73/78), la Convention des Nations unies sur le droit de la mer (Unclos 1982) et la Convention sur les mouvements transfrontières de déchets dangereux et leur élimination (Convention de Bâle, 1989, révisée en 2019). De plus, bon nombre de ces conventions ne tiennent pas suffisamment compte des sources terrestres des débris, manquent d'installations appropriées, y compris portuaires, n'abordent pas les mouvements des déchets avec les courants océaniques, et sont parfois difficilement applicables (Axelsson, van Sebille, 2017).

Au niveau européen, les directives révisées sur les déchets (2008/98/CE, modifiée 2018/851) et sur les emballages (94/62/CE, modifiée 2018/852) contribuent à la prévention de la pollution plastique. Depuis, la directive sur les plastiques à usage unique (PUU) (2019/904), transposée en France dans la loi anti-gaspillage pour une économie circulaire de 2020, restreint la consommation des objets en plastique les plus courants. Cette directive a pour objectif de rendre tous les emballages plastiques réutilisables ou recyclables d'ici 2030. Les mesures associées comprennent (i) l'interdiction de certains produits à usage unique en plastique lorsque des alternatives sont disponibles sur le marché (coutellerie, pailles, gobelets, etc.), (ii) des mesures pour réduire la consommation de contenants alimentaires et l'introduction

d'étiquetages spécifiques, et (iii) l'établissement d'un objectif de collecte séparée de 90 % pour les bouteilles en plastique d'ici 2029, en incluant 30 % de plastique recyclé dans les bouteilles en PET d'ici 2030.

Tableau 4.1.1. Principales conventions mondiales et directives européennes en lien avec la pollution plastique en mer.

Politiques/ législation	Objet	Année
ACTES INTERNATIONAUX		
Convention de Londres	Apports telluriques de déchets à la mer	1972
Marpol (prévention des pollutions des navires)	Annexe V sur les rejets de déchets à la mer	1973, révisée en 2017
Convention des Nations unies sur le droit de la mer (Unclos)	Prévention, réduction et contrôle de la pollution des océans	1982
Convention de Bâle	Transfert/transport de substances dangereuses en mer, inclut les plastiques depuis 2019	1989, révisée en 2019
Code FAO pour des pêches responsables	Gestion des filets de pêche	1995
Partenariat global sur les déchets marins (Nations unies pour l'Environnement)	Réduction des sources terrestres et marines de déchets	2012
Plan d'action déchets marins du G7	Gestion globale des déchets marins	2015
Plateforme déchets marins du G20	Gestion globale des déchets marins et surveillance	2016
Assemblée des Nations unies pour l'environnement (ANUE)	Résolutions sur le plastique et les microplastiques (négociations en cours)	Depuis 2016, traité planifié en 2025
DIRECTIVES EUROPÉENNES ET PLANS D'ACTIONS		
Directives EU emballages (94/62/EC, révisée 2018/852/EU)	Gestion du cycle des plastiques d'emballages	1994/révisée en 2018
Directive EU sur la gestion portuaire des déchets	Collecte des déchets portuaires	2000, révisée
Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin (2008/56/EC)	Atteinte du bon état écologique des eaux européennes (descripteur 10 sur les déchets marins)	2008
Directive Déchets (2008/98/EC, révisée 2018/851)	Gestion durable des déchets / mesure pour réutiliser, prévenir, collecter et recycler les déchets	2008, révisée en 2018
Stratégie Plastique (2018) / Directive sur les plastiques à usage unique (PUU) (2019/904/EU)	Prévenir et réduire l'impact de certains plastiques sur l'environnement, promouvoir la transition vers l'économie circulaire.	2019
Green Deal/ Plan « Zéro pollution »	Réduction des déchets et plastiques en mer de 50%, ainsi que les microplastiques de 30% à l'horizon 2030	2021
Régulation européenne 2023/2055 (SG 126/23)	Législation sur les microplastiques (Reach, annexe XVII)	2023

Il est clair que la directive de l'Union européenne la plus pertinente traitant directement de l'environnement marin est la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (DCSMM), pilier environnemental de la Politique maritime intégrée de l'UE. Cette directive sert d'instrument politique suivant une approche écosystémique, afin de gérer les activités humaines ayant un impact sur l'environnement marin (Galgani *et al.*, 2013). Elle établit un cadre favorisant les mesures nécessaires à l'atteinte du bon état environnemental (BEE) dans le milieu marin. Parmi 11 descripteurs de la DCSMM, le descripteur 10 concerne les déchets marins. La décision de la Commission de l'UE 2017/848 spécifie quatre critères concernant la pollution plastique, incluant (i) la composition, la quantité et la distribution des déchets sur le littoral (critère D10C1), (ii) la composition, la quantité et la distribution spatiale des microplastiques en mer (littoral, surface, sédiments, critère D10C2), (iii) la quantité de déchets et de microdéchets ingérés par les animaux marins (critère D10C3), et le nombre d'individus de chaque espèce affectés négativement par emmêlement, blessures ou effets sur la santé (critère D10C4).

La directive relative aux décharges et la directive sur le traitement des eaux usées urbaines peuvent avoir une influence directe, bien que peut-être limitée, sur les déchets marins, limitant les apports de déchets à la mer.

Plus récemment, la Commission européenne a fixé des objectifs ambitieux dans le cadre de son plan d'action « Zéro pollution », notamment le recyclage de 55 % des emballages en plastique, une réduction des quantités produites de déchets et la réduction de moitié des déchets plastiques en mer. Pour soutenir ces initiatives, plusieurs projets de l'Union européenne ont été lancés, certains se concentrant spécifiquement sur les microplastiques (Commission européenne, 2023), notamment l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions de ces matériaux dans le règlement européen Reach.

⏩ Quelle réglementation pour demain ?

Au plan juridique, le chemin à parcourir pour pouvoir lutter pleinement contre la pollution plastique est encore long.

Outre la perfectibilité des dispositifs existants et de notables carences (insuffisance du droit relatif aux microplastiques, par exemple), les pistes qui se dessinent présentent de réelles potentialités.

Actuellement, les regards se portent surtout sur le projet d'instrument international juridiquement contraignant sur la pollution par les plastiques, dont le processus d'élaboration a été lancé par l'Assemblée générale des Nations unies le 2 mars 2022. Pour reprendre ses mots, le but est, d'ici fin 2024, de mieux appréhender ce « grave problème environnemental à l'échelle mondiale » en posant un cadre de coopération et en définissant des mesures mises en œuvre par tous. La dernière version du projet rendue publique, au moment où ces lignes sont écrites, date de décembre 2024[35] et est extrêmement instructive.

Sur la forme, l'outil devrait être contraignant pour les États, sous réserve que les formalités requises classiquement en droit international soient effectuées et respec-

35. Projet de texte (1er décembre 2024) : https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/46710/Chairs_Text.pdf

tées. Ce n'est pas anodin, car cela témoigne d'un accord général sur le sujet. Du reste, il se distingue assez peu, en tant que contenant, des autres traités internationaux relatifs à l'environnement.

Pour autant, parce que l'instrument a vocation à s'imposer, son contenu ne fait pas l'objet d'un consensus, et certains points sont plus sensibles que d'autres.

Parmi les points de convergence, il est question de lutter contre les effets de cette pollution et de l'éradiquer, aux alentours de 2040, pour l'Homme et l'environnement, et ce, en se saisissant de l'ensemble du cycle de vie de la matière. Plusieurs principes ont vocation à structurer cette action, parmi lesquels se trouvent des principes classiques (prévention, souveraineté, équité, entre autres) et d'autres beaucoup plus neufs et innovants (transition juste, économie circulaire, non-régression…). Devraient aussi se mêler les approches *ex ante* et *ex post* qui se trouvent dans certaines réglementations existantes. Le milieu marin constitue le point d'ancrage assez net de l'action internationale et une attention particulière devrait être accordée aux substances et polymères préoccupants.

Cependant, plusieurs points de divergence sont notables et nourrissent certaines incertitudes pour l'avenir. Ainsi, le champ de l'instrument fait l'objet de débats, s'agissant par exemple des utilisations à des fins médicales et sanitaires ou encore de son impact sur les matières premières, telles que les hydrocarbures et leurs dérivés. Plus encore, compte tenu de la différence des niveaux de développement et des responsabilités entre les États, il est probable que des obligations différenciées soient définies, c'est-à-dire plus fermes pour certains et plus souples pour d'autres. Il est à ce propos notable, dans le projet actuel, que certaines options de rédaction ménagent une certaine marge de manœuvre au profit des États qui ne souhaiteraient pas trop se lier. Partant, si certaines options sont encourageantes (imposant l'adoption de mesures fermes et plus ou moins précises et des comptes rendus), d'autres sont plus timorées (comme les invitations à agir) : il va de soi que s'abstenir d'autoriser la production ou la vente de produits en plastique n'est pas la même chose que de le réduire ; de même, imposer l'encadrement des microplastiques n'est pas comparable à le suggérer ; ou encore, exiger l'utilisation de produits recyclés ou de substituts n'équivaut pas à le permettre, selon la volonté nationale.

Par ailleurs, la question de la gestion des déchets plastiques devrait aussi occuper une place à part entière et plusieurs mesures devraient être adoptées dans ce cadre pour améliorer la collecte, le recyclage et le traitement des déchets. Le point le plus délicat porte, ici aussi, sur le plastique déjà présent dans l'environnement (les engins de pêche notamment) dont la collecte est imposée ou encouragée, finalisée ou non, selon les cas. Et, dans la même veine, la question d'un éventuel mécanisme de financement ou de ressources financières est encore irrésolue, même s'il appert qu'elle est d'importance.

En tout état de cause, l'instrument entend encourager la coopération internationale et la recherche en la matière, par le biais de programmes de travail.

En l'état actuel du texte, il n'est pas possible d'avoir une quelconque certitude sur son contenu et sa portée définitifs, certaines positions étant par exemple assez hostiles à la définition d'objectifs contraignants. Toutefois, l'éventail des pistes explorées et explorables permet, avec un certain optimisme, d'espérer une action globale à plusieurs échelles, qu'il s'agisse des mesures d'interdiction, de limitation ou d'incitation (finan-

cières, fiscales, responsabilité élargie du producteur, etc.). Il reste assez évident que, à moins que leur action ne soit en contradiction avec le texte qu'ils auront choisi de respecter, les États pourront aller plus loin s'ils le souhaitent et s'ils en ont les moyens.

Si cet instrument aura assurément des impacts aux niveaux européen et national, c'est surtout le devoir de vigilance qui se développe dans le cadre de la responsabilité sociétale des entreprises qui a vocation à consolider l'action à ces niveaux, en imposant aux opérateurs économiques d'inventorier les risques de leur activité et d'agir pour les réduire, voire de les supprimer. L'outil, qui affleure entre les lignes du projet de texte international, présente un potentiel réel en responsabilisant les « puissances privées », qui ont une responsabilité considérable en matière de pollution plastique ; cela étant, son cadre juridique est bien trop jeune et incertain pour pouvoir mesurer son effectivité.

En définitive, le cadre juridique de la pollution plastique souffre, comme ailleurs, d'un déficit de volonté assez remarquable, qui s'apparie à de farouches oppositions liées aux intérêts économiques et sociaux liés à l'industrie du plastique. Et c'est là un vrai problème : si la lutte contre la pollution plastique est d'intérêt général, tel est aussi le cas, à un niveau égal, voire supérieur selon les personnes, des considérations économiques et sociales. À ce titre, il y a lieu de se demander si conserver et protéger n'exige pas de faire preuve de positions plus audacieuses et tranchées en faveur de l'environnement.

Chapitre 2

Vers une gestion circulaire des déchets plastiques pour protéger la biodiversité

Emmanuelle Gastaldi

Les matériaux plastiques sont initialement conçus pour remplir une fonction et maintenir les propriétés qui y sont associées pendant toute leur durée d'utilisation. Or, cette durée d'usage est généralement très inférieure à leur durée de dégradation une fois rejetés dans l'environnement. À l'état de déchets, les plastiques vont donc continuer à se détériorer sous l'influence de contraintes environnementales physiques et chimiques (rayonnement UV, température, gel, humidité, vent, etc.) mais aussi des micro-organismes. Comme cela est montré dans les chapitres précédents, ce phénomène d'altération va progressivement libérer dans l'environnement des fragments de taille allant de l'échelle macro- à micro- et nanométrique, susceptibles d'adsorber et de relâcher dans l'environnement divers composés chimiques potentiellement toxiques et d'héberger des communautés microbiennes spécifiques. Les débris plastiques, les produits chimiques associés et/ou les communautés microbiennes contribuent à divers titres dans les effets toxiques des plastiques pour l'environnement et les humains.

Face à l'ampleur de la pollution plastique et de ses impacts dévastateurs sur la biodiversité, la recherche de stratégies englobant des approches en amont et en aval, pour la mise en œuvre d'une gestion circulaire des déchets plastiques, devient une nécessité impérieuse. Les émissions de particules et substances polluantes tout au long de leur cycle de vie, leur mauvaise gestion en fin de vie et leur faible degré de circularité en font un enjeu environnemental et climatique majeur.

Les matières plastiques, généralement dérivées de combustibles fossiles par les industries pétrochimiques, sont utilisées dans différents secteurs sous diverses formes. L'emballage est le premier secteur consommateur de plastique (45 %) suivi de celui des BTP (bâtiment et travaux publics) (19 %) et de l'automobile (10 %) (Geyer, 2020).

⏩ La fin de vie des emballages plastiques

Après des décennies marquées par le développement d'un modèle de consommation mondialisé et axé sur le jetable, les consommateurs sont devenus de plus en plus conscients de l'urgence de protéger l'environnement et de préserver les ressources naturelles pour les générations futures. Dans ce contexte, les emballages alimentaires sont souvent pointés du doigt comme étant une source de pollution très importante,

en raison de leur durée de vie très courte et de leur usage unique (Geyer *et al.*, 2017). La mauvaise gestion des déchets d'emballage plastique post-consommation (c'est-à-dire non réutilisés, non recyclés, mis en décharge ou incinérés) représente actuellement environ 100 millions de tonnes par an (Jambeck *et al.*, 2015 ; Kawecki *et al.*, 2018 ; Rochman *et al.*, 2020) avec des conséquences écologiques, sociales et économiques considérables (Beaumont *et al.*, 2019). Si l'impact environnemental des emballages pose de réels défis en termes d'épuisement des ressources fossiles, de contribution au réchauffement climatique et de pollution plastique, il est souvent opposé à leur rôle dans la lutte contre le gaspillage alimentaire. En effet, les emballages jouent un rôle essentiel dans la protection des aliments qui garantit leur sécurité, depuis la production jusqu'à la consommation. Pour réduire efficacement l'impact environnemental des emballages tout en préservant leur rôle crucial contre le gaspillage alimentaire, il est donc indispensable d'adopter une approche holistique considérant l'intégralité du cycle de vie du matériau d'emballage. Il est également essentiel d'abandonner le modèle linéaire « acheter-utiliser-jeter » au profit d'un système durable fondé sur une vraie économie circulaire et la hiérarchie des déchets (Lau *et al.*, 2020 ; Paul-Pont *et al.*, 2023). C'est la raison pour laquelle il est indispensable de s'attacher simultanément à réduire la production de ces déchets en revisitant le couple aliment-emballage pour proposer de nouvelles solutions à « juste impact ».

⏩ Gestion des déchets plastiques et économie circulaire

La pollution plastique ne saurait se limiter à un défaut de gestion des déchets, le premier et plus efficace levier pour limiter la production de déchets plastiques reste la réduction de la production de plastique tout court. Néanmoins, l'optimisation de la gestion des déchets est un important levier aval. Les modes de gestion des déchets plastiques sont multiples et varient en fonction de leur nature, de leur valeur et des infrastructures disponibles à l'échelle d'un territoire donné. Leur degré de circularité va dépendre de leur positionnement dans la hiérarchie des traitements des déchets.

La **réduction à la source** est la stratégie la plus favorable à l'environnement puisqu'elle vise à limiter la quantité de déchets plastiques produits dès leur fabrication. Elle s'appuie sur deux axes :

– La promotion du **réemploi** qui se réfère à « toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus » (article L. 541-1-1 du Code de l'environnement). En pratique, un emballage réemployé est « un emballage faisant l'objet d'au moins une deuxième utilisation (pour un usage de même nature que celui pour lequel il a été conçu), et dont le réemploi ou la réutilisation est organisé par ou pour le compte du producteur » après lavage et décontamination (article L. 541-350 du Code de l'environnement). On estime qu'au moins 20 % des emballages en plastique pourraient être remplacés par des systèmes réutilisables (Ellen MacArthur Fondation, 2019). Néanmoins, au-delà des simples bénéfices associés à la réduction des déchets et à la conservation des ressources, l'évaluation environnementale de ce mode de gestion doit prendre en compte une multitude de facteurs et considérer l'ensemble des externalités, positives et négatives, pouvant survenir tout au long du cycle de vie du réemploi (transport, logistique, nettoyage, reconditionnement, qualité sanitaire, mise au rebut, vol de matériel, etc.).

– La **suppression** des emballages plastiques qui permet de privilégier les produits vendus en vrac ou moins emballés. Bien que plébiscitée pour ses avantages environnementaux et sociétaux, la vente en vrac se heurte néanmoins à certaines limites et contraintes qui freinent son développement à grande échelle comme sa limitation aux produits secs ou à faible activité en eau, l'absence de garantie de qualité et traçabilité, les risques de contaminations microbiennes et allergènes, la logistique, les coûts, l'organisation, etc. Il faut aussi mentionner le remplacement des emballages en plastiques par d'autres matériaux comme le verre ou le carton qui peuvent convenir dans certains cas. Il est important d'évaluer précisément l'ensemble du cycle de vie de ces matériaux et leurs externalités, pour comparer leurs impacts sur la biodiversité et l'environnement en général. Dans le cas de ces deux exemples, il faut mentionner que les filières de collecte et de recyclage sont mieux structurées et l'impact environnemental en cas de fuite dans le milieu est potentiellement moins problématique.

Le recyclage est défini comme « toute opération de valorisation par laquelle les déchets, y compris les déchets organiques, sont retraités en substances, matières ou produits aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins » (article L. 541-1-1 du c. env.). On recense trois principaux types de recyclage qui diffèrent par les méthodes employées : le recyclage mécanique, le recyclage chimique et le recyclage organique. Le recyclage chimique reste exploratoire et ne contribue actuellement pas au recyclage des plastiques, seuls les deux autres types de recyclage sont donc abordés ici :

– **Le recyclage mécanique**, qui concerne 99 % des plastiques recyclés. Il est important de différencier le recyclage « en boucle fermée », qui permet aux déchets recyclés d'être utilisés pour un usage et une application identiques, sans perte fonctionnelle majeure des propriétés de la matière, du recyclage « en boucle ouverte » ou « décyclage », où la matière recyclée sera utilisée pour une application différente car ses propriétés auront été dégradées pendant le processus de recyclage. L'étape clé du recyclage en boucle fermée est l'élimination des contaminants potentiellement toxiques (décontamination) et la restauration partielle d'un polymère dégradé (repolymérisation à l'état solide). La condition préalable au recyclage des plastiques est l'existence d'une filière de recyclage fonctionnelle, intégrant différents maillons tels que la collecte, le tri et la transformation en matériaux recyclés. En sortie des centres de tri, seulement 30 % des plastiques collectés sont destinés à un recyclage en raison d'un tri très sélectif qui conduira à en exclure de nombreux emballages (de trop petite taille, multicouches, souillés par des matières grasses, etc.). Cette boucle de matière devrait ensuite permettre à la plupart des matériaux de démarrer une nouvelle vie au lieu d'être incinérés ou mis en décharge. Aujourd'hui, en France, seuls les déchets plastiques d'emballages sont recyclés, et les emballages en PET transparent (essentiellement les bouteilles) sont les seuls à pouvoir être recyclés en boucle fermée (Barthélémy *et al.*, 2014), soit environ 17 % en masse des bouteilles en Europe en 2020, le reste étant recyclé en textile et barquettes (Eunomia, Zero Waste Europe, 2022). Les autres emballages plastiques (PE, PP, PS, etc.) ne pourront quant à eux être recyclés qu'une seule fois en boucle ouverte pour fabriquer des objets plastiques qui seront finalement incinérés ou enfouis faute de pouvoir être à nouveau recyclés (ou décyclés), n'étant pas des emballages. Malgré les récents efforts en matière de techniques de recyclage, les déchets plastiques sont donc globalement très faiblement recyclés à cause de limites techniques, sanitaires et structurelles, quelle que soit la technologie utilisée. Ainsi, sur les 63,4 Mt de plastiques utilisés par l'industrie des

27 pays de l'UE en 2019, seulement 7,2 Mt provenaient de plastiques recyclés, ce qui conduit à un taux de recyclage de 11,3 % (statistiques de l'OCDE). Dans les pays où le recyclage est déjà très utilisé, il a été montré qu'au lieu de la réduire, le recyclage conduisait finalement à une augmentation de la production de plastiques à usage unique, condition préalable pour atteindre les niveaux de contenu recyclé requis. Bien que souvent présenté comme une solution écologique pour gérer les déchets plastiques, le recyclage n'est qu'un amortisseur temporel de la formation de déchets, sans permettre de les éviter. De plus, son économie reste très linéaire car le recyclage des plastiques participe à une inversion de la hiérarchie de la gestion des déchets qui va à l'encontre du principe de circularité. Sur le plan environnemental, le recyclage peut engendrer des effets néfastes sur les écosystèmes et sur les espèces vivantes, notamment en raison de la pollution chimique et des microplastiques qu'il génère, notamment au cours des étapes de lavage et broyage des plastiques. En s'infiltrant dans les sols et les eaux, ces polluants sont susceptibles de produire des effets néfastes sur les écosystèmes et d'impacter la biodiversité en contaminant les chaînes alimentaires. Une étude pilote récente (Brown *et al.*, 2023) a en effet montré que la pollution des eaux usées rejetées par une installation de recyclage mécanique de plastiques au Royaume-Uni serait comprise entre 6 et 112 millions de microplastiques par mètre cube. Au total, cette pollution représenterait entre 59 et 1 184 tonnes de microplastiques potentiellement rejetées chaque année dans les eaux usées, les systèmes de filtration en place s'avérant inefficaces pour les microparticules de taille inférieure à 5 microns. Le processus de recyclage des plastiques pourrait alors contribuer de façon considérable à la pollution plastique de l'environnement, alors qu'il est censé aider à la prévenir.

– **Le recyclage organique** est un mode de recyclage qui s'adresse à des déchets organiquement valorisables ou compostables et donc par extension aux emballages certifiés compostables selon la norme ISO 18606[36]. Le compostage et la digestion anaérobie sont deux processus biologiques capables de transformer les déchets organiques en un produit normalisé, stable et riche en matière organique valorisable en agriculture. Le compostage industriel est effectué sur des plateformes à ciel ouvert, en casier ou en réacteurs fermés, en conditions aérobies et produit du compost. L'aération et le maintien de l'humidité du compost facilitent la décomposition de la matière organique, ce qui entraîne une augmentation de la température proportionnelle au niveau d'activité microbienne. Selon l'Ademe, en 2023, 40 % des 15 millions de tonnes de biodéchets ménagers produits ont été valorisés par compostage en France. L'inertie thermique de ces volumes permet d'atteindre et de maintenir sur plusieurs semaines des températures de 70 ± 10 °C, indispensables pour éliminer les agents pathogènes et inactiver les adventices. Notons que ces conditions ne sont pas atteintes en compost ménager et que donc la dégradation du plastique n'y est pas efficace. À l'inverse, la méthanisation est une digestion anaérobie réalisée dans des installations dédiées, les digesteurs, en milieu confiné et sans oxygène à des températures mésophiles (30-40 °C) ou thermophiles (45-60 °C). Elle permet de produire non seulement du digestat solide potentiellement valorisable en agriculture selon son degré de pollution plastique, mais aussi du biogaz qui peut être converti en énergie thermique et/ou électrique.

36. ISO 18606:2013. Packaging and the environment – Organic recycling. https://www.iso.org/fr/standard/55874.html

L'obligation de tri à la source des biodéchets, effective en France et en Europe depuis le 1er janvier 2024, a pour objectif de réduire la quantité de déchets organiques envoyés à l'incinération ou en décharge, et de favoriser leur valorisation par le compostage ou la méthanisation. Dans ce contexte, les emballages compostables répondant à des exigences spécifiques de biodégradation, désintégration, composition et écotoxicité définies dans la norme NF EN 13432[37], apparaissent comme une alternative aux plastiques conventionnels en cohérence avec la stratégie d'économie circulaire. En effet, en triant les biodéchets à la source et en utilisant des matériaux compostables, on garantit que ces matières organiques seront dirigées vers les filières de traitement maîtrisées, comme le compostage ou la méthanisation. L'utilisation d'emballages véritablement compostables présente aussi l'intérêt pour les consommateurs de simplifier le processus de tri à la source des biodéchets, et de réduire les erreurs de tri, le plus souvent des emballages, responsables de la pollution plastique des composts (Rodrigues *et al.*, 2019 ; Dronia *et al.,* 2024 ; Gastaldi *et al.*, 2024). Enfin, ces procédés permettent de transformer les biodéchets en produits utiles, tels que le compost et le biogaz, réduisant ainsi la quantité de déchets envoyés en décharge ou en incinération, et les impacts environnementaux liés à leur gestion. Selon l'Ademe, en 2020, la France dénombrait 300 plateformes de compostage et 140 sites de méthanisation susceptibles de traiter des biodéchets ménagers sur l'ensemble de son territoire. L'accès à ces infrastructures de traitement doit être amélioré, en particulier dans les zones rurales, pour répondre aux obligations réglementaires, mais le maillage territorial actuel offre la possibilité de pouvoir gérer les déchets à l'échelle locale, ce qui permettrait de réduire de façon importante les émissions environnementales liées à la logistique et au transport des déchets.

Si la reconsidération des matériaux plastiques compostables est encouragée par la nouvelle réglementation européenne sur les emballages et les déchets d'emballages[38], leurs performances en conditions réelles de compostage doivent encore être validées scientifiquement pour lever les freins à leur développement et leur adoption à grande échelle. Une étude récente (Gastaldi *et al.*, 2024) a montré que leur incorporation dans un processus de traitement des biodéchets n'engendrent aucun effet négatif sur le compost final, celui-ci répondant même aux exigences de sécurité et de qualité agronomique de la norme NF U44-051[39] (relative au compost et aux amendements organiques), ainsi qu'aux critères de l'agriculture biologique. De même, la présence de matériaux compostables dans le lot de biodéchets n'a généré aucune écotoxicité aiguë sur les végétaux supérieurs (orge et cresson), sur les vers de terre ni sur les daphnies. Ces résultats sont corroborés par une autre étude récente (Mironov *et al.*, 2024) qui met en évidence un effet positif sur la biodiversité microbienne du compost et qui serait attribuable à la

37. NF EN 13432:2000 – Packaging – Requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation. Test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging. https://norminfo.afnor.org/norme/nf-en-13432/emballage-exigences-relatives-aux-emballages-valorisables-par-compostage-et-biodegradation-programme-dessai-et-criteres/89100

38. Règlement (UE) 2025/40 du Parlement européen et du Conseil du 19 décembre 2024 relatif aux emballages et aux déchets d'emballages, modifiant le règlement (UE) 2019/1020 et la directive (UE) 2019/904, et abrogeant la directive 94/62/CE (texte présentant de l'intérêt pour l'Espace économique européen (EEE)), https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2025/40/oj?eliuri=eli%3Areg%3A2025%3A40%3Aoj&locale=fr

39. NF U44-051 : 2006 - Amendements organiques - Dénomations, spécifications et marquage. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-u44051/amendements-organiques-denominations-specifications-et-marquage/fa125064/754

diversification des sources de carbone apportées par le biais des matériaux compostables aux biodéchets en décomposition. Malgré ces avancées prometteuses, certains points méritent encore d'être clarifiés. En particulier, la nature transitoire ou persistante des microplastiques générés par ces matériaux au cours du processus de compostage, leur devenir dans l'environnement et leur impact sur les écosystèmes doivent encore faire l'objet d'études approfondies. Par ailleurs, la gestion en fin de vie des plastiques compostables par digestion anaérobie reste encore à valider pour nombre d'entre eux en raison de l'absence de normes de spécification adaptées à ce milieu. Néanmoins, dans le contexte énergétique actuel, leur valorisation organique par méthanisation en association avec les déchets alimentaires est devenue un enjeu de taille pour les producteurs de biogaz. Des études sont actuellement conduites afin d'évaluer les performances de biodégradation en digestion anaérobie de matériaux d'emballage commerciaux et le devenir de leurs résidus en conditions de compostage industriel et dans le sol.

Actuellement, les plastiques biodégradables représentent environ 0,25 % de la production annuelle mondiale de plastiques.

L'incinération avec valorisation énergétique des déchets plastiques est une solution qui permet de récupérer une partie de l'énergie nécessaire à la fabrication des plastiques. Ce mode de traitement des déchets plastiques est généralement utilisé à défaut de pouvoir les intégrer dans un circuit de recyclage en évitant leur dissémination dans l'environnement. Il présente également l'avantage de réduire considérablement le volume des déchets, ce qui peut s'avérer utile pour les zones géographiques contraintes en espace. Ce processus implique la combustion des déchets plastiques à haute température pour en générer de l'énergie sous forme de chaleur et d'électricité pouvant alors se substituer à la production issue des réseaux d'électricité et de gaz naturel. La valorisation énergétique des déchets dépendra de la teneur en carbone et du pouvoir calorifique du matériau. Or, les plastiques ont un pouvoir calorifique élevé, allant de 23 à 41 mégajoules par kilogramme (MJ/kg), contre 43 MJ/kg pour le fioul, 28 MJ/kg pour le charbon et 16 MJ/kg pour le bois (Janakova *et al.*, 2024). En France, 43,4 % des déchets plastiques collectés ont été traités par incinération en 2018, ce qui correspond à la moyenne européenne (Plastics Europe). Dans les pays les plus avancés en matière de gestion des déchets (Suisse, Autriche, Allemagne et Pays-Bas), l'incinération constitue une alternative aux décharges à ciel ouvert.

Pour autant, l'incinération des déchets plastiques n'est pas une solution durable et engendre des impacts environnementaux et sanitaires importants. Elle génère en effet des émissions de polluants atmosphériques nocifs — oxydes d'azote (NOx), oxydes de soufre (SOx) —, des particules fines et des composés organiques volatils (COV) affectant la santé humaine en dégradant la qualité de l'air et causant des problèmes respiratoires. L'incinération incomplète des déchets peut également produire des composés organiques persistants (POP) tels que les dioxines et les furannes, reconnus comme cancérogènes et perturbateurs endocriniens. Enfin, l'incinération libère du CO_2 contribuant ainsi au réchauffement climatique (Verma *et al.,* 2016 ; Azoulay *et al.*, 2019). En outre, le processus d'incinération génère des mâchefers, résidus solides pouvant contenir des substances toxiques comme les métaux lourds et des HAP pouvant contaminer les sols et les eaux souterraines par lessivage. À noter que le mâchefer est souvent utilisé en sous-couche routière et en matériau de remblaiement après traitement adapté. En se dispersant dans

l'environnement, les polluants atmosphériques et les résidus d'incinération peuvent contaminer les sols et les eaux, affectant les végétaux et les animaux, en remontant éventuellement dans les chaînes alimentaires.

La mise en décharge ou stockage des déchets est l'option de traitement considérée comme la moins vertueuse (directive européenne 2018/851). Elle ne devrait être envisagée qu'en dernier recours dans la mesure où elle constitue une perte de ressources qui échappent au recyclage et pénalise le développement d'une économie circulaire et, surtout, elle est néfaste pour l'environnement. Les déchets plastiques présents associés aux déchets ménagers et assimilés (DMA) sont stockés dans des sites d'enfouissement (ou installations de stockage de déchets non dangereux, ISDND) creusés dans des sols non perméables et rendus étanches par l'utilisation de bâches géotextiles (d'origine plastique). Les conditions de confinement et d'anaérobie vont maintenir la stabilité des matières plastiques en limitant leur photodégradation. En 2018, 32,5 % des déchets plastiques collectés ont été mis en décharge en France (Plastics Europe). Depuis, cette part n'a cessé d'augmenter en raison de la hausse des refus de tri (non recyclés) et de la fermeture des frontières chinoises (2017) qui a conduit à garder sur le territoire français des déchets précédemment exportés[40]. Dans certains départements français comme la Guadeloupe ou la Corse, le mode de traitement des déchets par stockage est le seul disponible. S'alignant sur l'objectif européen (2018/850), la loi relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (AGEC, 2020) impose pourtant de réduire les quantités de déchets ménagers et assimilés admis en installation de stockage à 10 % des quantités produites d'ici 2035.

La mise en décharge des déchets plastiques présente des conséquences environnementales qui affectent la qualité des sols et des eaux souterraines, la biodiversité, la santé humaine, l'utilisation des terres et le climat. En effet, malgré l'utilisation de géotextiles, les décharges ne restent pas étanches dans la durée, ce qui va permettre aux polluants et microplastiques présents de s'infiltrer et de contaminer les sols et nappes phréatiques, affectant la qualité de l'eau potable et la vie aquatique. En occupant de vastes étendues de terres, les décharges fragmentent les habitats naturels et perturbent les écosystèmes existants, entraînant de fait une perte de biodiversité, une diminution des populations d'espèces animales et végétales, et la disruption des chaînes alimentaires. L'expansion des décharges entraîne également une perte de terres qui pourraient être utilisées pour l'agriculture, pour la foresterie ou pour la conservation de la nature, avec comme conséquence une diminution de la biodiversité. Une perte de biodiversité peut également être liée à la possible ingestion par les animaux sauvages de fragments de plastique. Enfin, on notera un impact considérable sur le réchauffement climatique consécutif aux émissions de méthane libéré par la digestion anaérobie des matières organiques.

En conclusion, réduire la pollution plastique pour préserver les écosystèmes et la biodiversité nécessite d'abandonner le modèle linéaire « acheter-utiliser-jeter » au profit d'un système durable fondé sur l'économie circulaire et la hiérarchie des déchets. À cette fin, il est essentiel d'agir simultanément sur deux fronts : d'une part, réduire drastiquement l'utilisation du plastique en explorant toutes les solutions possibles pour l'éliminer

40. Bilan environnemental de la France édité par les ministères de l'Aménagement du territoire et de la Transition écologique. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/bilan-environnemental-de-la-france-edition-2024-0

partout où cela est réalisable et, d'autre part, optimiser la gestion des déchets plastiques. Ce défi majeur exige une transformation profonde des modes de vie et d'organisation économique de notre société, qui doit être impulsée par les réglementations et les politiques publiques. Ces changements devraient être lancés dans les pays industrialisés, sans toutefois négliger les besoins de développement des pays émergents. En parallèle, il est indispensable de continuer à produire des données scientifiques rigoureuses sur les impacts de cette pollution pour permettre aux acteurs industriels et politiques de prendre des décisions éclairées, fondées sur des données robustes.

Chapitre 3

Plastiques biodégradables : une solution à la pollution plastique ?

Jean-François Ghiglione

Les matières biodégradables ont été proposées comme une des solutions pour endiguer la pollution liée à l'utilisation excessive des plastiques dont les temps de vie atteignent plusieurs centaines d'années dans l'environnement (Andrady, 2017). Récemment, plusieurs articles scientifiques ont permis de relativiser l'ambition de l'utilisation des plastiques biodégradables comme une solution unique à la pollution globale, pour recentrer leur utilisation comme une solution alternative à des produits dont la collecte ne peut pas être assurée ou est extrêmement difficile (Paul-Pont *et al.*, 2023).

On l'a vu, face à la complexité de la pollution plastique, la réduction de la production des plastiques primaires est la principale action à mener. Dans ce chapitre, nous allons discuter la pertinence de l'utilisation de plastiques biodégradables pour limiter cette pollution.

⏩ Quelle est la définition d'un plastique biodégradable ?

Un plastique biodégradable est un matériau qui peut être totalement minéralisé (transformé en CO_2, méthane, sels minéraux) par l'action de micro-organismes avec apparition et/ou réorganisation d'une nouvelle biomasse (Paul-Pont *et al.*, 2023). Ce processus peut dépendre des conditions environnementales, qui vont influencer les cinétiques de la biodégradation. Le temps de biodégradation doit donc être évalué dans chaque environnement considéré (sol, air, eau) en tenant compte des spécificités des différents écosystèmes de la planète (forêts, zones humides, déserts, montagnes, milieux marins et d'eau douce).

⏩ Ces plastiques sont-ils biodégradables dans tous les environnements ?

La labellisation du caractère « biodégradable » par certains fabricants a apporté beaucoup de confusion à la fois pour le consommateur et les industriels. Aujourd'hui, cette dénomination sur les objets reste interdite en Europe. Il n'existe pas de plastique biodégradable qui présente des cinétiques de biodégradation identiques dans tous les environnements (Bano *et al.*, 2017). De plus, la biodégradabilité de certains plastiques peut être avérée dans un environnement, et pas dans d'autres, voire seulement dans

les systèmes industriels présentés précédemment. Ainsi, les plastiques composés du polymère acide polylactique (PLA) sont biodégradables en condition de compostage industriel, mais ne présentent pas de biodégradabilité dans les autres matrices environnementales, eau de mer (Cheng *et al.*, 2022) ou sols (Fan *et al.*, 2022). C'est également le cas du polybutylène adipate téréphtalate (PBAT) qui montre des signes de biodégradation dans le sol, mais pas dans les milieux aquatiques (Wierckx *et al.*, 2018). À l'heure actuelle, seuls certains composés de la famille des polyhydroxyalcanoates (PHA ; notamment à chaîne courte) présentent une biodégradabilité avérée dans tous les environnements testés (sol, eau douce et eau de mer) (Meereboer *et al.*, 2020).

⏩ Des plastiques biodégradables pour quels usages ?

La position des scientifiques converge de plus en plus vers un usage limité des plastiques biodégradables. Ils n'ont de sens que s'ils répondent à un besoin essentiel et dans les cas où leur fin de vie est inévitablement dans l'environnement. La question se pose par exemple pour les films de paillage en agriculture, pour les filets de pêche, pour les bouées météorologiques ou encore pour certains produits cosmétiques. Il fait consensus que les plastiques biodégradables n'ont pas vocation à devenir des alternatives à tous les plastiques conventionnels (Paul-Pont *et al.*, 2023).

Le critère d'essentialité doit être posé en amont de la réflexion sur l'utilisation des plastiques, y compris ceux biodégradables, pour évaluer leurs fonctions ou applications essentielles à la santé, à la sécurité et à la société. L'adoption et l'usage du concept d'utilisation essentielle comme outil de prise de décision permettra la mise en œuvre de réductions réalisables, efficientes et efficaces des articles dangereux et non durables dans tous les secteurs, conformément aux principes de précaution et de prévention (Unep, 2018) et à l'article 5 du code d'enregistrement des substances du règlement Reach : « pas de données, pas de marché » (Reach, 2020).

Dans le cas de produits répondant au critère d'essentialité, ils doivent également répondre au critère de durabilité. Les plastiques biodégradables doivent être produits sans ressources dangereuses pour les terres agricoles (par exemple, l'utilisation de produits phytosanitaires pour la surexploitation des terres dans le cas des plastiques biosourcés à base de maïs ou de pomme de terre) et avec des procédés de production conformes aux principes de précaution et de prévention (Unep, 2018).

⏩ L'utilisation des plastiques biodégradables peut-elle présenter des dangers ?

Les plastiques biodégradables peuvent potentiellement comporter les mêmes risques que les plastiques conventionnels, même si leur persistance dans l'environnement est moins longue. La désintégration des plastiques en micro- et nanoplastiques est un processus qui existe également pour les plastiques biodégradables, dans des cinétiques plus rapides que pour les plastiques conventionnels. La toxicité des microplastiques biodégradables semble être comparable à celle des microplastiques non biodégradables, mais s'il est difficile de tirer une conclusion générale, il n'est cependant pas possible de prétendre à l'innocuité des plastiques biodégradables.

D'autre part, le caractère biodégradable de ces plastiques tient à la nature de leur polymère, mais n'exclut pas la présence des additifs qui entrent dans leur composition pour

en modifier les caractéristiques physico-chimiques. Si ces additifs chimiques sont les mêmes que ceux utilisés pour les plastiques conventionnels, leurs effets toxiques seront similaires sur la santé humaine et sur la santé de l'environnement.

⏩ Comment mesure-t-on la biodégradabilité des plastiques ?

La mesure de la biodégradabilité est essentiellement fondée sur la mesure de la transformation des matières carbonées qui composent les polymères en biomasse (bioassimilation) et CO_2 (biominéralisation). La production de biomasse est mesurable par des approches de cytométrie en flux, de microscopie ou des approches moléculaires de PCR quantitative (les techniques cultivables — unité formant colonies — ne sont pas applicables avec des communautés microbiennes naturelles). La production du CO_2 (ou la réduction de l'O_2) est mesurée par des tests utilisant des méthodes de respirométrie (Jacquin *et al.*, 2019).

Les transformations physiques ou chimiques du plastique ainsi que les mesures de perte de masse, la production d'oligomères, sont des mesures complémentaires qui ne constituent pas des preuves de biodégradabilité.

⏩ Quelles sont les limites des tests standards de biodégradabilité ?

Les tests standards de biodégradabilité des plastiques ont été largement critiqués par la littérature scientifique pour leur manque de représentativité des conditions naturelles (Harrison *et al.*, 2018). Les travaux de Napper et Thompson (2019) ont montré que plusieurs plastiques labellisés dans le commerce comme « biodégradables » n'ont montré aucun signe de biodégradation en condition naturelle, et ce, dans les différents environnements testés (sol, air, eau, compost).

Les conditions de test de biodégradabilité peuvent largement influencer ces tests, puisque les résultats peuvent dépendre de nombreux facteurs propres au plastique, mais aussi de facteurs liés aux conditions environnementales. La preuve de la biodégradabilité des plastiques dans l'environnement est donc complexe, car dépendante de nombreux facteurs qui sont rarement pris en compte dans les tests :

– **La présence d'additifs :** comme on l'a déjà vu, les plastiques, y compris biodégradables, sont constitués de polymères et d'additifs chimiques. Le caractère biodégradable d'un plastique était généralement testé sur le ou les polymère(s) qui le constitue(nt), et beaucoup plus rarement en tenant compte de la présence d'additifs chimiques (stabilisants ou produits potentiellement toxiques pour les micro-organismes) qui peuvent ralentir la biodégradation des produits mis sur le marché (Noopur *et al.*, 2015). L'utilisation d'un polymère biodégradable ne signifie pas que le produit mis sur le marché après ajout des additifs sera effectivement biodégradable dans les mêmes conditions que celles du polymère. Les tests doivent également tenir compte de la biodégradabilité des additifs chimiques ajoutés au(x) polymère(s), voire du produit final après assemblage, ce qui n'est que très rarement pris en compte.

– **Les propriétés physico-chimiques du plastique :** elles peuvent être largement modifiées sous l'action des paramètres environnementaux et leur réaction peut être différente en fonction de la présence d'additifs. Dans le cas du polyéthylène par

exemple, sa biodégradabilité peut être accélérée par l'action des ultraviolets qui vont contribuer à l'augmentation de son degré d'oxydation, qui est un paramètre clé des premiers stades de la biodégradation du PE. Certains additifs ont notamment la capacité d'augmenter ou de réduire cette oxydation, pouvant ainsi avoir des répercussions majeures sur leur biodégradabilité (Eyheraguibel *et al.*, 2017).

– **La taille et l'épaisseur du plastique :** les tests de biodégradabilité sont généralement réalisés sur des plastiques sous forme de poudre de quelques micromètres de diamètre. Si cette simplification permet d'homogénéiser les protocoles expérimentaux quelles que soient la taille et la forme des plastiques testés, elle ne rend pas compte des processus de biodégradation qui sont essentiellement des processus de surface et qui peuvent dépendre de surface d'échange (Cheng *et al.*, 2021).

– **L'inoculum microbien :** la biodégradabilité des plastiques est réalisée par les micro-organismes qui colonisent les plastiques. Ils s'y accumulent à leur surface et forment un biofilm dont les caractéristiques dépendent des conditions environnementales (Amaral-Zettler *et al.*, 2020). Les biofilms qui se forment sur les plastiques sont si particuliers qu'on leur a donné le nom de « plastisphère », pour souligner que ces micro-organismes sont différents de ceux qui vivent dans leur environnement immédiat (sol, eau, air). La plastisphère est composée d'une grande diversité de micro-organismes, comprenant des bactéries, des micro-eucaryotes (diatomées, champignons…) et des virus. Certains ont développé des capacités à s'attacher à leur surface, d'autres s'y multiplient en y trouvant de la nourriture, chaque espèce faisant place ensuite à des espèces prédatrices qui devront elles-mêmes entrer en compétition avec des espèces spécialisées pour faire face aux changements de l'environnement local… Les plastiques recèlent tant d'histoires écologiques qui façonnent la diversité des espèces qui habitent leurs surfaces que l'on considère qu'ils sont une nouvelle niche écologique pour les micro-organismes. Les études de la biodégradabilité des plastiques se doivent de rendre compte de la diversité de ces biofilms microbiens qui diffèrent selon les conditions naturelles. L'évolution de la diversité du biofilm ou de ses fonctions doit également être estimée lors de la réalisation des tests, pour s'assurer du maintien de la biodiversité durant la période des tests et en assurer leur représentativité par rapport aux conditions réelles de l'environnement.

– **Les conditions de test :** elles doivent être les plus proches possible des conditions environnementales. En particulier, le maintien des conditions de température, salinité, pH, nutriments (rapport azote/phosphore N/P) doit être assuré durant le test et être suffisamment représentatif des environnements considérés (sol, air, eau), ce qui est rarement pris en compte dans les tests (Jacquin *et al.*, 2019).

– **La mesure de biodégradation :** les tests de biodégradabilité des plastiques dans l'environnement rendent compte uniquement de la dernière étape de minéralisation (production de CO_2). Les travaux décrivant les activités de la plastisphère ont montré la présence de nombreux micro-organismes ayant des activités autotrophes (producteurs de CO_2) et hétérotrophes (consommateurs de CO_2), qui peuvent largement perturber les résultats des tests de biodégradation (Conan *et al.*, 2022). Des témoins négatifs utilisant des biofilms (et non l'eau environnante qui ne traduit pas la diversité des micro-organismes des biofilms) peuvent corriger cet artéfact, essentiellement pour des plastiques facilement biodégradables. D'autre part, les tests ne tiennent pas compte de l'évolution de la transformation du polymère en biomasse, qui est difficile à suivre par des outils classiques (microscopie ou qPCR).

– **Une biodégradabilité potentielle :** il est actuellement impossible de tester la biodégradabilité des plastiques directement dans l'environnement. Les mesures de minéralisation (production de CO_2) nécessitent une incubation en milieu confiné qui limite l'interprétation du test à une activité potentielle de l'inoculum testé (par opposition à une mesure réelle *in situ*). La représentativité de l'inoculum par rapport au biofilm naturel et son évolution durant la durée du test devront être évaluées (analyse de l'abondance et de la diversité, respectivement par PCR quantitative et séquençage de l'ARNr 16S, par exemple) (Azeredo *et al.*, 2017 ; Jacquin *et al.*, 2019).

Cette partie montre la complexité des tests de biodégradabilité des plastiques dans l'environnement (y compris les composts industriels). Les travaux scientifiques qui tiennent compte des contraintes évoquées ci-dessus sont encore minoritaires ; elles ne pourront être résolues que par un effort conséquent de la communauté scientifique pour multiplier les études dans le domaine. L'étude de la biodégradabilité des plastiques dans l'environnement demeure un champ d'investigation émergent qui doit être développé pour pouvoir répondre aux nombreuses questions que posent la mise sur le marché de ces matériaux.

En conclusion, les plastiques biodégradables ont été présentés comme des alternatives possibles aux plastiques conventionnels, offrant une solution potentielle à la crise actuelle de la pollution plastique. Cependant, les normes qui définissent la biodégradabilité des produits plastiques manquent de représentativité des conditions environnementales et ne tiennent pas compte des additifs chimiques qui peuvent avoir un impact sur la santé humaine et sur la santé de l'environnement. Les recherches sur la biodégradabilité restent actuellement insuffisantes pour assurer les ambitions affichées de ces matériaux comme une solution potentielle à la pollution plastique.

Enfin, au niveau des réglementations, l'utilisation de ces plastiques pose aussi la question de la difficulté des contrôles et des risques observés de recours à des contrefaçons. Reconnaître un plastique biodégradable d'un plastique non biodégradable n'est en effet pas immédiat et requiert au minimum une formation des personnels chargés des contrôles, voire l'acquisition d'instruments de mesure (par infrarouge, par exemple) permettant de confirmer la composition du polymère. Cela peut entraîner des confusions de la part des commerçants et des consommateurs, et la diffusion de plastiques de contrebande non conformes est aujourd'hui difficile à endiguer.

Conclusion

Au moment de l'écriture de cet ouvrage, les négociations visant à élaborer un instrument international juridiquement contraignant pour mettre fin à la pollution par les plastiques à la suite de la résolution 5/14 soutenue par 175 pays en 2022 lors de la cinquième Assemblée des Nations unies pour l'Environnement sont toujours en cours. Elles sont le théâtre d'affrontements entre les partisans d'un traité restreint qui affirment que la pollution plastique résulte seulement d'une mauvaise gestion des déchets, sans remettre en cause le niveau de production, et les partisans d'un traité ambitieux, tenant compte des connaissances scientifiques et considérant la totalité des pollutions et des externalités négatives liées à l'ensemble du cycle de vie des produits plastiques depuis l'extraction de la matière première (rappelons qu'il s'agit de pétrole à 99 %).

Outre la réduction de la production que recommande la science, l'amélioration de la circularité du plastique est également évoquée parmi les voies d'actions possibles dans le cadre de ces négociations. Celle-ci passe en particulier par la promotion du développement de nouveaux produits plus facilement recyclables (par exemple, limitation du recours à plusieurs matériaux, simplification des formulations). S'il est vrai que le faible taux de recyclage mécanique (11 % en moyenne en Europe) pourrait probablement être augmenté, il faut noter toutefois que tous les plastiques ne sont pas recyclables et que la quasi-totalité des produits fabriqués à base de plastique recyclé sont de moins bonne qualité et ne sont plus recyclables. Il ne s'agit donc ni d'une solution durable, ni d'une solution écologique.

Le développement d'alternatives sous formes de plastiques biodégradables fait partie également de la panoplie des solutions proposées. Il ne faut cependant pas oublier que tous les problèmes associés aux plastiques et évoqués dans les chapitres précédents, notamment la question de la toxicité de certains additifs chimiques, se posent également pour les plastiques biodégradables. Par ailleurs, la biodégradation est un phénomène complexe et les polymères utilisés pour la fabrication des plastiques ne sont en général pas dégradables dans des conditions naturelles et nécessitent le recours à des systèmes industriels (compost ou méthanisation), ce qui impose des filières spécifiques de collecte au risque de les voir mal gérées. Seuls les PHA sont actuellement biodégradables en milieu marin. Ces plastiques ne sauraient donc représenter une solution universelle de remplacement.

Ainsi, il n'existe pas d'alternative unique, mais plusieurs pistes avec chacune leurs limites. Elles ne peuvent être efficaces que si elles sont mises en place après une réduction des plastiques à la source pour éliminer les plastiques non essentiels.

Références

Amaral-Zettler L. A., Zettler E. R., Mincer T. J., 2020. Ecology of the plastisphere. *Nature Reviews Microbiology*, 18 (3), 139-151, https://doi.org/10.1038/s41579-019-0308-0

Andrady A. L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119 (1), 12-22, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082

Axelsson C., van Sebille E., 2017. Prevention through policy: urban macroplastic leakages to the marine environment during extreme rainfall events. *Marine Pollution Bulletin*, 124 (1), 211-227, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.024

Azeredo J., Azevedo N. F., Briandet R., Cerca N., Coenye T., Costa A. R., Desvaux M., Di Bonaventura D., Hébraud M., Jaglic Z., Kačániová M., Knøchel S., Lourenço A., Mergulhão P., Meyer R. L., Nychas G., Simões M., Tresse O., Sternberg C., 2017. Critical review on biofilm methods. *Critical Reviews in Microbiology*, 43 (3), 313-351, https://doi.org/10.1080/1040841X.2016.1208146

Azoulay D., Villa P., Arellano Y., Gordon M. F., Moon D., Miller K. A., Thompson K., 2019. Plastic & health: the hidden costs of a plastic planet. Genève, CIEL, https://www.ciel.org/wp-content/uploads/2019/02/Plastic-and-Health-The-Hidden-Costs-of-a-Plastic-Planet-February-2019.pdf

Barthélémy E., Spyropoulos D., Milana M. R., Pfaff K., Gontard N., Lampi E., Castle L., 2014. Safety evaluation of mechanical recycling processes used to produce polyethylene terephthalate (PET) intended for food contact applications. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 31 (3), 490-497, https://doi.org/10.1080/19440049.2013.871755

Beaumont N. J., Aanesen M., Austen M. C., Börger T., Clark J. R., Cole M., Hooper T., Lindeque P. K., Pascoe C., Wyles K. J., 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 189-195, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022

Brown E., MacDonald A., Allen S., Allen D., 2023. The potential for a plastic recycling facility to release microplastic pollution and possible filtration remediation effectiveness. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100309, https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100309

Cheng J., Meistertzheim A. L., Conan P., Pujo-Pay M., Barbe V., Bruzaud S., George M., Fabre P., Ter Halle A., Ghiglione J.-F., 2021. Relative influence of plastic debris size and shape, chemical composition and phytoplankton-bacteria interactions in driving seawater plastisphere abundance, diversity and activity. *Frontiers in Microbiology*, 11, 610231, https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.610231

Cheng J., Eyheraguibel B., Jacquin J., Pujo-Pay M., Conan P., Barbe V., Hoypierres J., Deligey G., Ter Halle A., Bruzaud S., Ghiglione J.-F., 2022. Biodegradability under marine conditions of bio-based and petroleum-based polymers as substitutes of conventional microparticles. *Polymer Degradation and Stability*, 206, 110159, https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.110159

Conan P., Philip L., Ortega-Retuerta E., Odobel C., Duran C., Pandin C., Giraud C., Meistertzheim A. L., Barbe V., Ter Halle A., Pujo-Pay M., 2022. Evidence of coupled autotrophy and heterotrophy on plastic biofilms and its influence on surrounding seawater. *Environmental Pollution*, 315, 120463, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120463

Dronia W., Polomka J., Jedrczak A., 2024. Quantity and material composition of foreign bodies in biowaste collected in towns from single- and multi-family housing and in rural areas. *Energies*, 17 (17), 4350, https://doi.org/10.3390/en17174350

Ellen MacArthur Foundation, 2019. Reuse - Rethinking Packaging. Isle of Wight, UK.

Eunomia, Zero Waste Europe, 2022. How Circular is PET?, https://zerowasteeurope.eu/library/how-circular-is-pet/

Eyheraguibel B., Traikia M., Fontanella S., Sancelme M., Bonhomme S., Fromageot D., Lemaire J., Lauranson G., Lacoste J., Delort A. M., 2017. Characterization of oxidized oligomers from polyethylene films by mass spectrometry and NMR spectroscopy before and after biodegradation by a *Rhodococcus rhodochrous* strain. *Chemosphere*, 184, 366-374, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.137

Fan P., Yu H., Xi B., Tan W., 2022. A review on the occurrence and influence of biodegradable microplastics in soil ecosystems: are biodegradable plastics substitute or threat?. *Environment International*, 163, 107244, https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107244

Galgani F., Burgeot T., Bocquéné G., Vincent F., Leauté J.-P., Labastie J., Forest A., Guichet R., 1995. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the Bay of Biscay and in Seine Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 30 (1), 58-62, https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)00101-E.

Galgani F., Hanke G., Werner S., De Vrees L., 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*, 70 (6), 1055-1064, https://doi.org/10.1093/icesjms/fst122

Gastaldi E., Buendia F., Greuet P., Bouchou Z. B., Benihya A., Cesar G., Domenek S., 2024. Degradation and environmental assessment of compostable packaging mixed with biowaste in full-scale industrial composting conditions. *Bioresource Technology*, 400, 130670, https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130670

Geyer R., 2020. Chapter 2 — Production, use, and fate of synthetic polymers, *in* Letcher T. (ed.), *Plastic Waste and Recycling, Environmental Impact, Societal Issues, Prevention, and Solutions*. Academic Press, Elsevier, Cambrige, USA, 13-32, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00002-5

Geyer R., Jambeck J. R., Law K. L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3 (7), https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782

Harrison J. P., Boardman C., O'Callaghan K., Delort A.-M., Song J., 2018. Biodegradability standards for carrier bags and plastic films in aquatic environments: a critical review. *Royal Society Open Science*, 5, 171792, https://doi.org/10.1098/rsos.171792

Jacquin J., Cheng J., Odobel C., Pandin C., Conan P., Pujo-Pay M., Barbe V., Meistertzheim A. L., Ghiglione J.-F., 2019. Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: A review on colonization and biodegradation by the "Plastisphere". *Frontiers in Microbiology*, 10, 865, https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00865

Jambeck J. R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T. R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K. L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347 (6223), 768-771, https://doi.org/10.1126/science.1260352

Janakova I., Cech M., Grabovska S., Oldrich Sigut O., Sala P., Kijo-Kleczkowska A., 2024. Pyrolysis of specific non-recyclable waste materials: energy recovery and detailed product characteristics. *Materials*, 17, 8, 1752, https://doi.org/10.3390/ma17081752

Kawecki D., Scheeder P. R., Nowack B., 2018. Probabilistic material flow analysis of seven commodity plastics in Europe. *Environmental Science Technology*, 52 (17), 9874-9888, https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01513

Lau W. W., Shiran Y., Bailey R. M., Cook E., Stuchtey M. R., Koskella J., Velis C. A. Godfrey L., Boucher J., Murphy M. B., Thompson R. C., Jankowska E., Castillo A. C., Pilditch T. D., Dixon B., Koerselman L., Kosior E., Favoino E., Gutberlet J., Baulch S., Atreya M. E., Fischer D., He K. K., Petit M. M., Sumaila U. R., Neil E., Bernhofen M. V., Lawrence K., Palardy J. E., 2020. Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, 369 (6510), 1455-1461, https://doi.org/10.1126/science.aba9475

Lecke-Mitchell K. M., Mullin K., 1992. Distribution and abundance of large floating plastic in the north-central Gulf of Mexico, *Marine Pollution Bulletin*, 24 (12), 598-601, https://doi.org/10.1016/0025-326X(92)90279-F

Meereboer K. W., Misra M., Mohanty A. K., 2020. Review of recent advances in the biodegradability of polyhydroxyalkanoate (PHA) bioplastics and their composites. *Green Chemistry*, 22 (17), 5519-5558, https://doi.org/10.1039/D0GC01647K

Mironov V., Trofimchuk E., Plutalova A., 2024. Degradation of high concentrations of commercial polylactide packaging on food waste composting in pilot-scale test. *Bioresource Technology*, 410, 131288, https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131288

Noopur M., Sakshi S., Nupur M., Anuradha S., 2015. Toxicity and biodegradation of plastics: A review. *Journal of Environmental Research and Development*, 9 (3A), https://www.researchgate.net/publication/372315494_TOXICITY_AND_BIODEGRADATION_OF_PLASTICS_A_REVIEW#fullTextFileContent

Paul-Pont I., Ghiglione J.-F., Gastaldi E., Ter Halle A., Huvet A., Bruzaud S., Lagarde F., Galgani F., Duflos G., George M., Fabre P., 2023. Discussion about suitable applications for biodegradable plastics regarding their sources, uses and end of life. *Waste Management*, 157, 242-248, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.12.022

Peyen L., 2018. La pollution plastique. *Énergie-Environnement-infrastructures*, nº 11, p. 10-15.

Peyen L., 2021. La loi relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire : loi contre le plastique ou loi en carton ?, *in* Boul M., Radiguet R. (dir.), *Du droit des déchets au droit de l'économie circulaire. Regards sur la loi du 10 février 2020*, Toulouse, IFJD, 75-89.

Rochman C. M., Hoellein T., 2020. The global odyssey of plastic pollution. *Science*, 368 (6496), 1184-1185, https://doi.org/10.1126/science.abc4428

Rodrigues L. C., Puig-Ventosa I., Lopez M., Martínez F. X., Ruiz A. G., Bertran T. G., 2019. The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. *Journal of Cleaner Production*, 251 (22), 119601, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119601

Verma R., Vinoda K. S., Papireddy M., Gowda A. N. S., 2016. Toxic pollutants from plastic waste — A review. *Procedia Environmental Science*, 35, 701-708, https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.069

Wierckx N., Narancic T., Eberlein C., Wei R., Drzyzga O., Magnin A., Ballerstedt H., Kenny S. T., Pollet E., Avérous L., O'Connor K. E., Zimmermann W., Heipieper H. J., Prieto A., Jiménez J., Blank L. M., 2018. Plastic biodegradation: Challenges and opportunities. Consequences of microbial interactions with hydrocarbons, oils, and lipids: biodegradation and bioremediation. *Springer*, 1-29, https://doi.org/10.1007/978-3-319-44535-9_23-1

Winterstetter A., Veiga J. M., Sholokhova A., Šubelj G., 2023. Country-specific assessment of mismanaged plastic packaging waste as a main contributor to marine litter in Europe. *Frontiers in Sustainability*, 3, 1039149, https://doi.org/10.3389/frsus.2022.1039149

Comité intergouvernemental de négociation sur la pollution plastique, https://www.unep.org/inc-plastic-pollution

Directive (UE) 2018/851 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets, https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000037245135

Directive (UE) 2018/852 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages, https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000037245148

Directive (UE) 2019/904 du Parlement européen et du Conseil du 5 juin 2019 relative à la réduction de l'incidence de certains produits en plastique sur l'environnement, https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000039809267/

Loi anti-gaspillage pour une économie circulaire, https://www.ecologie.gouv.fr/loi-anti-gaspillage-economie-circulaire

Programme des Nations unies pour l'environnement/Plan d'action pour la Méditerranée et Plan Bleu, 2020. *Rapport sur l'état de l'Environnement et du Développement en Méditerranée*, Nairobi, https://planbleu.org/wp-content/uploads/2021/04/RED-2020-Rapport-complet.pdf

Reach, 2020 : https://www.ecologie.gouv.fr/politiques-publiques/reglementation-reach

Unep, 2018. Single-use plastics: a roadmap for sustainability. Retrieved from:
https://www.unenvironment.org/resources/report/single-use-plastics-roadmap-sustainability

Conclusion générale

⏩ Endiguer la pollution plastique, un nouveau paradigme pour la recherche

Faisons l'exercice suivant : depuis le saut du lit jusqu'au coucher, combien de plastiques sont intégrés dans les objets que nous employons ? Notre réveil, une tasse peut-être, un emballage, nos vêtements, une brosse à cheveux ou à dents, les jouets de nos enfants, les éléments de notre voiture ou de notre vélo, la télécommande, etc. ? Le plastique est partout dans notre quotidien. Et sa production ne cesse d'augmenter à l'échelle mondiale.

Devenu omniprésent dans notre mode de vie, le plastique est une source de pollution tout au long de son cycle de vie, depuis l'extraction des matières premières utilisées pour le fabriquer jusqu'à sa gestion lorsqu'il devient un déchet. Les polluants émis par les plastiques, que ce soient des particules ou des molécules chimiques, faute de pouvoir s'intégrer aux cycles biogéochimiques, s'accumulent et polluent tous les compartiments de l'environnement pour des centaines, voire des milliers d'années. Cette pollution plastique, par les déchets perdus malencontreusement ou délibérément dans l'environnement, représente une menace majeure pour la biodiversité des écosystèmes terrestres et aquatiques en affectant une multitude d'espèces selon différents processus largement documentés dans cet ouvrage. L'ingestion de fragments plastiques par les animaux peut causer des dommages internes et physiologiques importants, voire la mort de l'animal. Cette menace concerne aussi bien les animaux marins que terrestres, des invertébrés aux oiseaux en passant par les poissons. Comme l'exposition est constante, elle est répétée jour après jour, et ce, pendant toute la durée de vie des organismes. Cela résulte en une exposition chronique qui peut engendrer des effets à long terme sur les organismes, susceptibles d'altérer le maintien des populations et donc à terme les équilibres écosystémiques. L'enchevêtrement dans les débris plastiques constitue un autre danger majeur avec des conséquences dramatiques en particulier pour les espèces animales déjà menacées. Les animaux peuvent alors se retrouver pris dans des filets de pêche, dans des sacs en plastique ou dans d'autres déchets, ce qui entraîne des blessures, des restrictions de mouvement, la noyade ou la malnutrition. Les déchets plastiques engendrent une perturbation des habitats naturels et peuvent asphyxier les sols, modifier la composition des fonds marins et perturber ainsi les équilibres écologiques. Il en résulte une perte de biodiversité importante, affectant aussi bien les espèces végétales qu'animales. Enfin, la pollution plastique peut également avoir des effets indirects sur la biodiversité en favorisant la propagation de polluants et la dispersion d'espèces invasives.

Nous l'avons vu, l'évaluation des impacts engendrés par la pollution plastique sur la biodiversité des écosystèmes fait actuellement l'objet de recherches scientifiques importantes. Il est également prévisible que le changement climatique exacerbe les effets de la pollution plastique sur la perte de biodiversité avec des conséquences graves sur les processus écosystémiques mondiaux. Des études récentes suggèrent en effet que les espèces et les écosystèmes menacés sont vulnérables à la fois à la pollution plastique et aux facteurs de stress liés au changement climatique (Chowdhury *et al.*, 2022). La nature ubiquitaire des plastiques et la grande diversité des polluants émis tout au long de leur cycle de vie compliquent l'évaluation précise de ces impacts et de l'étendue de leurs conséquences. L'ingestion, l'enchevêtrement, la perturbation des habitats et la contamination chimique ne sont que quelques exemples des dommages causés par le plastique et des effets plus subtils, encore méconnus, pourraient avoir des conséquences graves sur la santé des organismes et sur le fonctionnement des écosystèmes à long terme. En se fragmentant, les plastiques ont plus de risques d'être ingérés ou inhalés, mais ils deviennent également de plus en plus difficiles à repérer avec les moyens scientifiques actuels. Toutefois, les technologies récentes permettent de détecter des tailles de particules de quelques microns, le type de polymère (PET, PVC, etc.) pouvant être confirmé par spectroscopie à infra-rouge, par exemple. De telles méthodes ont ainsi permis de mettre en évidence que les plus petites particules peuvent traverser les tissus, et des recherches récentes ont montré que les humains ne sont pas épargnés, du plastique ayant été retrouvé dans divers organes. Comme chez tout autre être vivant, les plastiques que nous inhalons, comme les fibres de nos vêtements synthétiques (Gasperi *et al.*, 2018), ou que nous ingérons via notre nourriture (Zao, You, 2024) peuvent avoir des répercussions sur la santé à plus ou moins court terme (Chartres *et al.*, 2024 ; Saha, Saha, 2024). Ces études confirment, s'il le fallait, que la pollution plastique constitue également un véritable enjeu de santé publique.

Déjà préoccupante, cette pression exercée par les pollutions causées par le plastique sur le vivant augmentera exponentiellement dans les prochaines années au regard de l'augmentation incontrôlée de la production de plastiques à l'échelle mondiale et des gigantesques réservoirs déjà accumulés (figure C.1). Dans ce cadre, l'étude des effets des microplastiques, comme celle des effets des plastiques combinés à d'autres menaces, telles que la moindre disponibilité des ressources alimentaires ou la propagation des infections, semblent être des pistes de recherches prioritaires pour répondre à cet enjeu de conservation et de santé publique.

⏩ Une prise de conscience généralisée, mais une réponse en dessous des enjeux

Le constat alarmant des impacts sur la biodiversité dressé dans cet ouvrage corrobore l'urgence de mettre en œuvre des solutions plus efficaces rapidement. Elles peuvent s'appuyer sur des investissements à plusieurs échelles, de l'individu à l'engagement politique. Si nous sommes devenus dépendants du plastique, nous devons nous en sevrer !

On l'aura compris, la solution la plus efficace pour lutter contre la pollution plastique repose sur la réduction de l'utilisation et donc mécaniquement de la production de plastique (figure C.1). En complément de cette réduction, il existe des solutions individuelles ou collectives permettant de réduire notre impact. Le changement de nos comportements individuels constitue un levier important, par exemple : modifier

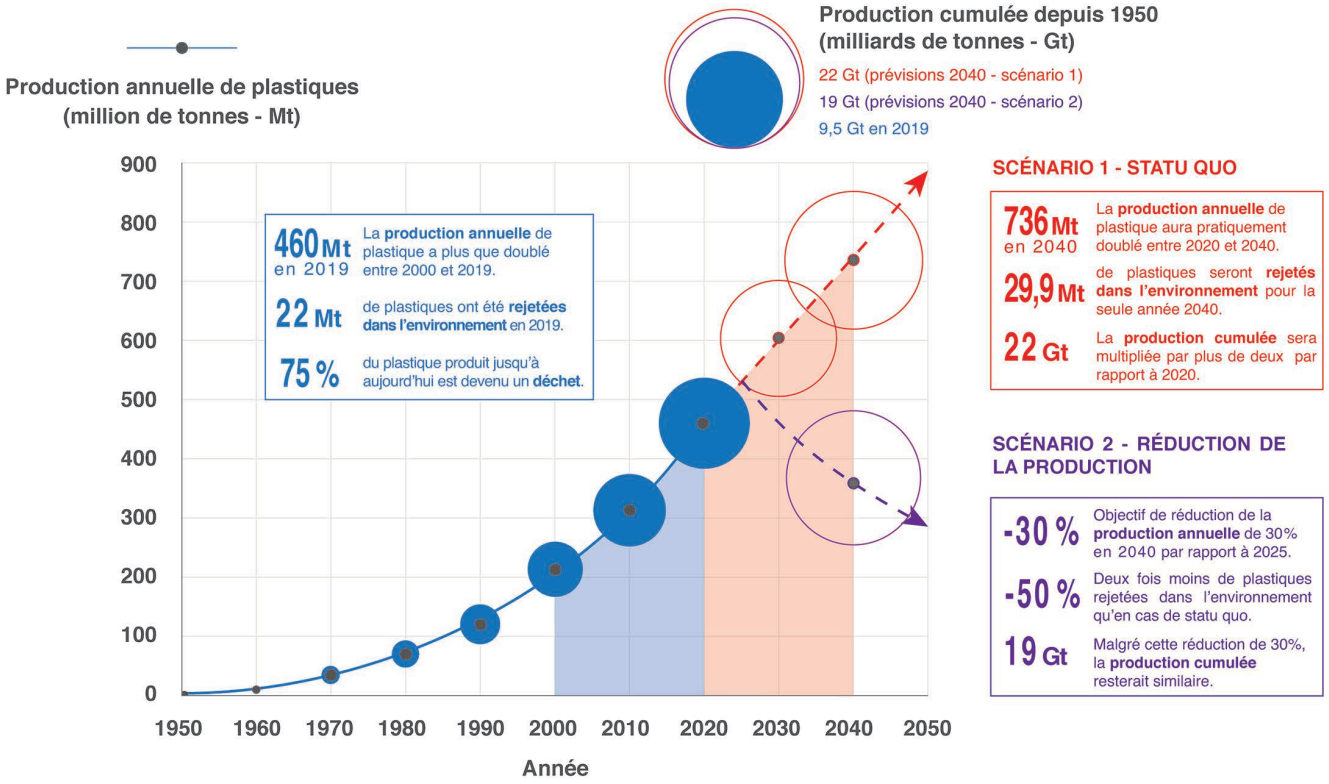

Figure C.1. Évolution de la production annuelle et cumulée de plastiques entre 1950 et 2020, et la projection à 2040 selon un scénario de statu quo et un scénario de réduction de la production annelle à partir de 2025 avec un objectif de –30 % en 2040. Une réduction de la production de 30 % en 2040 permettrait de réduire de moitié la quantité de plastiques rejetés dans l'environnement, par contre la production cumulée depuis 1950 ne serait pas sensiblement modifiée. Une partie de ces plastiques déjà disséminés dans l'environnement ne sont pas récupérables, néanmoins la modification de nos pratiques par rapport aux plastiques pourrait permettre de limiter leur fuite dans l'environnement.

notre consommation, en particulier en limitant les objets plastiques « à usage unique » qui ne serviront que pendant quelques heures, voire minutes ; prêter attention à la gestion de nos déchets du quotidien ; remplacer les objets plastiques par d'autres contenants en favorisant le réemploi ; participer au ramassage des déchets dans notre environnement, lors d'une marche quotidienne ou d'un ramassage participatif proposé régulièrement par des associations ou des entreprises. Des solutions alternatives peuvent également être recherchées, comme le développement d'une filière de plastiques biodégradables ou l'orientation possible vers le recyclage de certaines matières. Cependant, ces développements nécessitent encore le concours d'études scientifiques et ne permettront de répondre qu'à des usages ciblés.

Si ces changements de comportement individuels sont nécessaires, informer son entourage ou son entreprise et interpeller les élus locaux sur la pollution plastique est un levier encore plus efficace. En effet, sans une réelle volonté politique accompagnée d'une réglementation plus contraignante tant au niveau international, qu'européen et national, les actions individuelles ou locales n'ont que peu d'effets face à l'ampleur de la pollution. Comme diverses institutions privées ou publiques, les collectivités peuvent mettre en œuvre des solutions curatives ou préventives. Des mesures globales et systémiques à chacune de ces échelles s'imposent, en commençant en particulier par fixer des objectifs de réduction de la production de polymères plastiques primaires, une totale transparence sur leur composition et sa simplification, la mise en place de normes tenant compte de la totalité de leur cycle de vie (composition, additifs, durée de vie, réutilisation, réemploi, recyclage…), voire l'introduction de la responsabilité des producteurs et de la notion de « pollueur-payeur » dans les textes.

En 2022, les États membres de l'Organisation des Nations unies ont adopté une résolution pour l'élaboration d'un instrument juridiquement contraignant d'ici à fin 2025. Une coalition des scientifiques pour un traité efficace contre la pollution plastique[41], qui s'est formée dans ce cadre, a émis de nombreuses recommandations pour éviter la fuite des plastiques dans l'environnement (figure C.2)[42].

Une évolution de la réglementation d'autant plus nécessaire que, comme nous l'avons vu, les alternatives existantes telles que l'amélioration de la circularité et du recyclage ou développement des plastiques biodégradables ne sont globalement pas satisfaisantes et ne peuvent concerner que certaines situations spécifiques. Les énormes moyens financiers mis en place pour le « recyclage » de ces matières ne concernent que moins de 10 % des déchets au niveau mondial, une « gestion des déchets » qui reste inefficace pour faire face aux impacts du cycle de vie des plastiques. Quant aux plastiques biodégradables, ils ne concernent que 0,25 % de la production annuelle de plastique.

Les actions très en aval du cycle de vie des plastiques, comme la récupération des déchets présents dans l'environnement, n'ont pas été évoquées ici. Si elles sont utiles localement, elles ne sauraient être une solution systématique. Les technologies d'élimination

41. La Coalition de scientifiques pour un traité efficace sur les plastiques est un réseau international composé de scientifiques et experts techniques indépendants. Leur objectif est de faire avancer les négociations en fournissant des résumés et des analyses sur l'état de la science aux décideurs politiques et aux parties prenantes impliquées dans les négociations pour un accord international visant à mettre fin à la pollution plastique.
42. Voir l'ensemble des recommandations de la coalition scientifique sur https://ikhapp.org/materials/

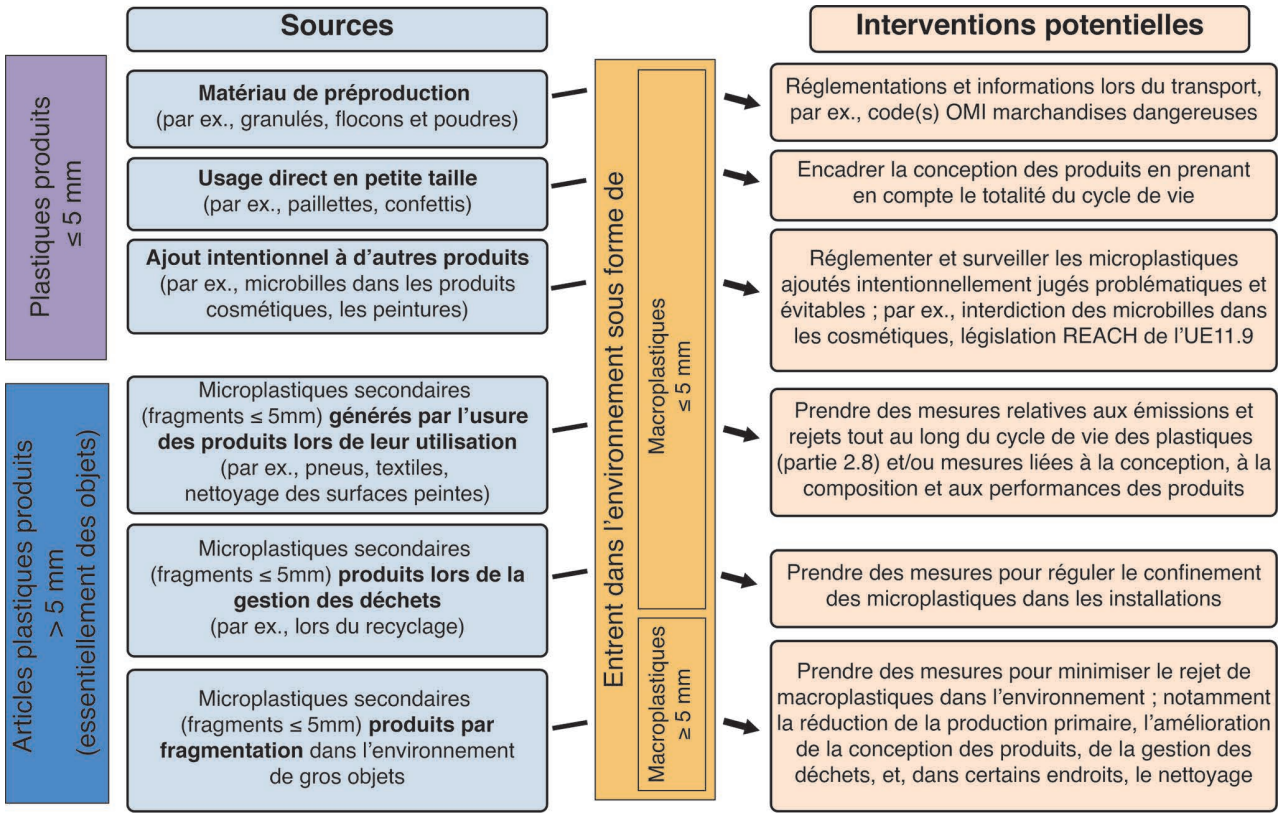

Figure C.2. Catégorisation des sources de microplastiques en fonction de leur taille au moment de la fabrication/du mode de production, ainsi que des exemples d'interventions politiques potentielles.

des plastiques de l'environnement (nettoyage des plages, piégeage des déchets flottants, etc.) peuvent également menacer la biodiversité. Presque aucune évaluation des incidences sur l'environnement n'est réalisée pour ces outillages non sélectifs qui peuvent modifier les habitats et capturer des plantes ou des animaux. Seule la collecte manuelle permet d'éliminer le plastique de manière sélective, mais son efficacité est très limitée. Ce sont les municipalités et les communautés qui supportent *in fine* le fardeau de l'enlèvement des plastiques.

Face à ce constat, il est urgent de fermer le robinet (figure C.3) et l'objectif de réduction de la production de polymères plastiques primaires devient une évidence, tout comme l'interdiction des plastiques à usage unique qui représentent près de 60 % de la consommation de plastique (Unep[43]).

Une réduction au minimum de 12 % par an à partir de 2025 (soit près de 80% de réduction globale en 2050) de la production de polymères plastiques primaires serait nécessaire dans le contexte de bilans carbone compatibles avec une trajectoire globale de 1,5 °C d'ici 2050 (Karali *et al.*, 2024), un chiffre qui ne tient pas compte de la réduction qui serait nécessaire pour faire face aux problèmes de santé de l'environnement et de santé humaine liés à la perte de biodiversité et à la pollution. Le Rwanda et le Pérou ont proposé, lors du CIN-4 à Ottawa, un objectif de réduction de 40 % de la production en 2040 par rapport au niveau de 2025. Cet objectif, qui nous ramènerait au niveau de production de 2015, n'est pas suffisamment ambitieux.

Fermer le robinet, sinon réduire significativement son débit, plutôt que de tenter d'éponger un débordement qui n'en finira pas. Résoudre le problème à la source et privilégier des notions d'essentialité et de soutenabilité. Ces paradigmes reposent sur des notions scientifiques portées par une meilleure compréhension du cycle de

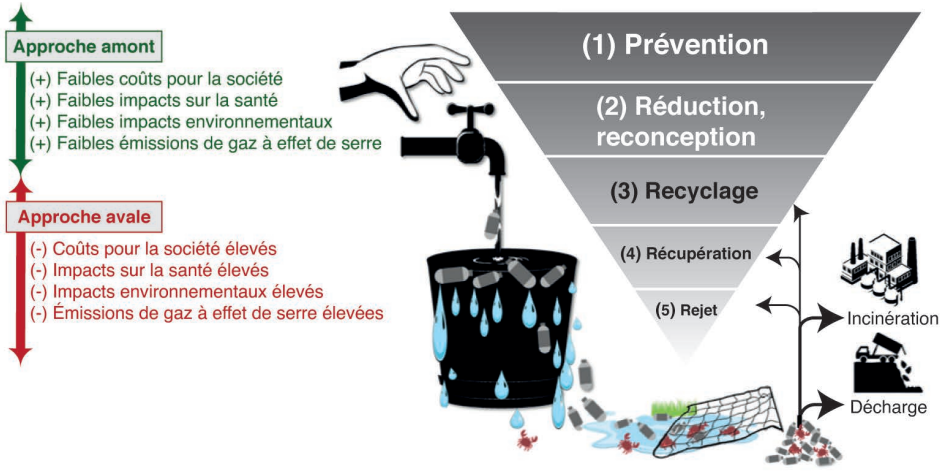

Figure C.3. Bénéfices d'une approche amont du cycle de vie du plastique. Les interventions les plus efficaces et les moins coûteuses reposent sur la prévention et sur la réduction de la production de plastiques. Les technologies d'élimination de la pollution plastique se situent en bas de la hiérarchie «zéro déchet».

43. Programme pour l'environnement des Nations unies (Unep). https://www.unep.org/fr/actualites-et-recits/recit/tout-ce-quil-faut-savoir-sur-la-pollution-plastique

vie complet du plastique, indispensable pour informer et sensibiliser l'ensemble de la chaîne de décision, depuis les acteurs politiques jusqu'aux citoyens, en passant par les industriels, ayant chacun à leur niveau un rôle à jouer pour endiguer cette pollution globale.

⏩ Références

Chartres N., Cooper C. B., Bland G., Pelch K. E., Gandhi S. A., BakenRa A., Woodruff T. J., 2024. Effects of microplastic exposure on human digestive, reproductive, and respiratory health: A rapid systematic review. *Environmental Science & Technology*, 52, 22843-22864, https://doi.org/10.1021/acs.est.3c09524

Chowdhury G. W., Koldewey H. J., Niloy M. N. H., Sarker S., 2022. The ecological impact of plastic pollution in a changing climate. *Emerging Topics in Life Sciences*, 6 (4), 389-402, https://doi.org/10.1042/etls20220016

Coalition des scientifiques pour un traité efficace contre la pollution plastique, 2024. *Lutter contre la pollution microplastique via le Traité mondial sur le plastique*, https://doi.org/10.5281/zenodo.13332873

Fact Sheet Plastic Removal Technologies 101 — https://ikhapp.org/wp-content/uploads/2023/11/Fact_Sheet_Plastic-Removal-Technologies-101.pdf

Gasperi J., Wright S. L., Dris R., Collard F., Mandin C., Guerrouache M., Langlois V., Kelly F. J., Tassin B., 2018. Microplastics in air: Are we breathing it in?. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 1-5, https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002

Karali N., Khanna N., Shah N., 2024. Climate impact of primary plastic production, *Lawrence Berkeley National Laboratory*, https://escholarship.org/uc/item/6cc1g99q

Saha G., Saha S. C., 2024. Tiny particles, big problems: The threat of microplastics to marine life and human health. *Processes*, 12 (7), 1401, https://doi.org/10.3390/pr12071401

Liste des coordinateurs, des auteurs et des contributeurs

Coordination de l'ouvrage

Xavier COUSIN, INRAE, chargé de recherche HDR, UMR Marbec, Station de Palavas, chemin de Maguelone, 34250 Palavas-les-Flots.
Xavier Cousin travaille sur les effets de l'exposition à différents polluants, dont les microplastiques, sur la physiologie des poissons et les conséquences sur les populations.

Gaëlle DARMON, biologiste en environnement, consultante, WAO Nature & Conservation (https://wao-nature-conservation.com/).
Gaëlle Darmon est cofondatrice WAO Nature & Conservation, qui propose une approche scientifique et collaborative pour la transition écologique et la biodiversité. Elle collabore notamment avec l'association Hisa (Human Initiative for Animals).

Marie-France DIGNAC, INRAE, directrice de recherches, UMR iEES-Paris, 4, place Jussieu, 75005 Paris.
Les travaux de Marie-France Dignac portent sur les impacts des microplastiques sur le fonctionnement et la biodiversité des sols.

Franck LARTAUD, Sorbonne université, maître de conférences HDR, UMR Lecob, Observatoire océanologique de Banyuls, 1, avenue Pierre-Fabre, 66650 Banyuls-sur-Mer.
Franck Lartaud, directeur adjoint de l'Observatoire océanologique de Banyuls, est spécialiste du biomonitoring et des impacts de la pollution plastique sur les espèces ingénieures.

Gaël LE ROUX, CNRS, directeur de recherche, Observatoire Midi-Pyrénées, Centre de recherche sur la biodiversité et l'environnement (CRBE), Campus Ensat, avenue de l'Agrobiopole, BP 32607, 31326 Castanet-Tolosan Cedex.
Gaël Le Roux étudie les micropolluants, dont les microplastiques, à l'interface atmosphère-sol et leurs impacts sur le fonctionnement de la zone critique.

Gaëlle MATHIEU-ERNANDE, université de Montpellier, cheffe de projet BiodivOc, 163, rue Auguste-Broussonnet, 34090 Montpellier.
Gaëlle Mathieu-Ernande, animatrice du Défi Clé régional BiodivOc, est la coordinatrice générale de cet ouvrage.

Claude MIAUD, EPHE, directeur d'étude, UMR CEFE-CNRS, Campus du CNRS, 1919, route de Mende, 34293 Montpellier cedex 05.
Claude Miaud a travaillé sur la problématique des déchets en mer, notamment l'ingestion des microplastiques chez les poissons et chez les tortues marines de Méditerranée.

Auteurs / contributeurs

Jean-Christophe AUGUET, CNRS, chargé de recherche, UMR Marbec, université de Montpellier, CC093, place Eugène-Bataillon, 34095 Montpellier cedex 05.

Philippe BOLO, député de Maine-et-Loire, commission des affaires économiques, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.

Jean-François BRIAND, maître de conférences, université de Toulon, laboratoire Mapiem — Matériaux polymères interfaces environnement marin (UR 4323).

Gaëtan BURGAUD, maître de conférences, université de Bretagne occidentale, Laboratoire universitaire de biodiversité et d'écologie microbienne (Lubem — UR3882).

Bruno CHARRIÈRE, CNRS, ingénieur de recherche, Centre de formation et de recherche sur les environnements méditerranéens (Cefrem), 52, avenue Paul-Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Roxane DANQUIGNY, université de Pau et des Pays d'Adour (Uppa), ingénieure de recherche, Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux (Iprem), Technopole Helioparc, 2, avenue du Président-Pierre-Angot, 64053 Pau cedex 09.

Pascale FABRE, CNRS, directrice de recherche, directrice du GDR Polymères et Océans, Laboratoire Charles Coulomb, université de Montpellier, Campus Triolet, place Eugène-Bataillon, CC069, F-34095 Montpellier cedex 05.

François GALGANI, Ifremer, chargé de recherche, Centre océanologique du Pacifique — Vairao, BP 49, 98179 Taravao, Tahiti, Polynésie française.

Emmanuelle GASTALDI, université de Montpellier, Maître de conférences, UMR Iate, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier cedex 01

Jean-François GHIGLIONE, CNRS, directeur de recherche en écotoxicologie microbienne marine, Laboratoire d'océanographie microbienne (Lomic), 1, avenue Fabre, 66650 Banyuls-sur-Mer.

Franck GILBERT, CNRS, directeur de recherche, Centre de Recherche sur la Biodiversité et l'Environnement (CRBE), Campus UT3, Bâtiment 4R1, 118, route de Narbonne, 31062 cedex 9, 31077 Toulouse.

Bruno GRASSL, université de Pau et des Pays de l'Adour (Uppa), professeur des universités, Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux (Iprem), Technopole Helioparc, 2, avenue du Président-Pierre-Angot, 64053 Pau cedex 09.

Arnaud HUVET, Ifremer, chargé de recherche, Laboratoire des sciences de l'environnement marin (Lemar), Ifremer, route de Sainte-Anne, 29280 Plouzané.

Philippe JARNE, CNRS, directeur de recherche au Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive (CEFE), Campus du CNRS, 1919, route de Mende, 34293 Montpellier 05.

Javier JIMENEZ-LAMANA, université de Pau et des Pays de l'Adour (Uppa), maître de conférences, Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux (Iprem), Technopole Helioparc, 2, avenue du Président-Pierre-Angot, 64053 Pau cedex 09.

Philippe KERHERVÉ, université de Perpignan Via Domitia (UPVD), enseignant-chercheur, Centre de formation et de recherche sur les environnements méditerranéens (Cefrem), 52, avenue Paul-Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Fabienne LAGARDE, Le Mans université, maître de conférences, Institut des molécules et matériaux du Mans (IMMM), Faculté des Sciences & Techniques, avenue Olivier-Messiaen, 72085 Le Mans cedex 09.

Camille LARUE, CNRS, chargée de recherches, Centre de recherche sur la biodiversité et l'environnement (CRBE), Campus INP-ENSAT, avenue de l'Agrobiopole, BP 32607, 31326 Castanet-Tolosan cedex.

Wolfgang LUDWIG, université de Perpignan Via Domitia (UPVD), professeur des universités / directeur du Cefrem, Centre de formation et de recherche sur les environnements méditerranéens (Cefrem), 52, avenue Paul-Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Karen D. McCOY, CNRS, directrice de recherche, Maladies infectieuses et vecteurs : écologie génétique évolution et contrôle (Mivegec), 911, avenue Agropolis, 34394 Montpellier cedex 05.

Mélanie OURGAUD, CNRS, ingénieur de recherche, Centre de formation et de recherche sur les environnements méditerranéens (Cefrem), 52, avenue Paul-Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Ika PAUL-PONT, CNRS, directrice de recherche, Laboratoire des sciences de l'environnement marin (Lemar), Institut universitaire européen de la mer, Technopôle Brest-Iroise, rue Dumont d'Urville, 29280 Plouzané.

Loïc PEYEN, université Toulouse Capitole, maître de conférences, Institut des études juridiques de l'urbanisme, de la construction et de l'environnement (Iejuc), 2, rue du Doyen-Gabriel-Marty, 31042 Toulouse Cedex 9.

Angèle PRÉVILLE, ancienne sénatrice du Lot, membre de la commission de l'aménagement du territoire et du développement durable, membre de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (2017-2023).

Stéphanie REYNAUD, CNRS, directrice de recherche, Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux (Iprem), Technopole Helioparc, avenue du Président-Pierre-Angot, 64053 Pau cedex 09.

Kevin TALLEC, ingénieur environnement, Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre), 715, rue Alain-Colas, CS 41836, 29218 Brest cedex 2.

Cloé VECLIN, CNRS, ingénieure de recherche, Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux (Iprem), Technopole Helioparc, 2, avenue du Président-Pierre-Angot, 64053 Pau cedex 09.

Marion VITTECOQ, Tour du Valat, directrice de recherche, Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, Le Sambuc, 13200 Arles.

Crédits iconographiques

Figure I.1 : © Jericl Cat et © Dilolila

Figure I.2 : traduction de Marie-France Dignac, figure de Natalia M. Grilli dans Almroth B. C. et Villarrubia-Gómez P., 2024. *Plastics and the Triple Planetary Crisis*. Zenodo, https://doi.org/10.5281/zenodo.10880588

Figure 1.1 : adaptée de Marine Litter Vital Graphics (2016), création graphique Maphoto/Riccardo Pravettoni, https://www.grida.no/resources/6922

Figure 1.1.1 : adaptée de Heinrich-Böll-Stiftung, 2020 © ATLAS DU PLASTIQUE Appenzeller/Hecher/Sack (M) CC-BY-4.0

Figure 1.1.2 : d'après les données de Plastics Europe, 2022. *Plastics - the Facts 2022*, https://plastics europe.org/fr/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/

Figure 1.1.3 : illustration Gaëlle Mathieu-Ernande, adaptée de OCDE, 2023. *Perspectives mondiales des plastiques : Déterminants économiques, répercussions environnementales et possibilités d'action*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5c7bba57-fr

Figure 1.1.4 : traduction de Marie-France Dignac, figure adaptée de Mattern A., 2024. Nanoplastic in the environment, https://nanopartikel.info/en/basics/cross-cutting/nanoplastic-in-the-environment/, données de Hartmann N. B., Hüffer T., Thompson R. C., Hassellöv M., Verschoor A., Daugaard A. E., Rist S., Karlsson T., Brennholt N., Cole M., Herling M. P., Hess M. C., Maren S., Ivleva N. P., Lusher A. M., Wagner M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039-1047, https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297

Figure 1.2.1 : © Cefrem

Figure 1.2.2 : d'après les données de Weiss L., Ludwig W., Heussner S., Canals M., Ghiglione J.-F., Estournel C., Constant M., Kerhervé K., 2021. The missing ocean plastic sink: gone with the rivers. *Science*, 373, 107-111, https://doi.org/10.1126/science.abe0290

Figure 1.2.3 : © Syndicat mixte du bassin versant de la têt, SMTBV et © Cefrem

Figure1.2.4 : adaptation par Gaël Le Roux d'une figure d'Adrien Claustres

Figure 1.2.5 : illustration de Gaëlle Darmon

Figure 1.2.6 : a) graphique de Gaëlle Darmon et Claude Miaud, traduit et adapté de van Franeker J. A. Kühn S., Anker-Nilssen T., Edwards E. W. J., Gallien F., Guse N., Kakkonen J. E., Mallory M. L., Miles W., Olsen K. O., Pedersen J., Provencher J., Roos M., Stienen E., Turner D. M., van Loon W. M. G. M., 2021. New tools to evaluate plastic ingestion by northern fulmars applied to North Sea monitoring data 2002-2018. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112246, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112246 ; b) graphique de Gaëlle Darmon et Claude Miaud, traduit et adapté de van Franeker J. A., Blaize C., Danielsen J., Fairclough K., Gollan J., Guse N., Hansen P.-L., Heubeck M., Jensen J.-K., Le Guillou G., Olsen B., Olsen K.-O., Pedersen J., Stienen E. W. M., Turner D. M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar Fulmarus glacialis in the North Sea. *Environmental Pollution*, 159(10), 2609-15, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008

Figure 2.1.1 : schéma de © Camille Larue (Sol : Public Domain Vectors ; Salade : Pexels ; Escargot : pxhere ; Racines : Wikicommons ; Bactéries : © Designed by macrovector_official / Freepik)

Figure 2.1.2 : © Franck Gilbert

Figure 2.1.3 : © Franck Gilbert

Figure 2.1.4 : © Delphine Gambaiani

Figure 2.1.5 : © Williams Daniel Nunez, dans Blettler M. C. M. et Mitchell C., 2021. Dangerous traps: Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of the Total Environment*, 798, 149317, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149317

Figure 2.1.6 : © Sergio Bossio, dans Blettler M. C. M. et Mitchell C., 2021. Dangerous traps: Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of the Total Environment*, 798, 149317, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149317

Figure 2.1.7 : © Claudia Vazquez, dans Blettler M. C. M. et Mitchell C., 2021. Dangerous traps: Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of the Total Environment*, 798, 149317, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149317

Figure 2.1.8 : © Gaëlle Darmon

Figure 2.1.9 : © Gaëlle Darmon

Figure 2.2.1 : a) © Duncan Wright ; b) © Andy_AdobeStock

Figure 2.2.2 : © Stéphane Ciccione/Kélonia

Figure 2.2.3 : traduite d'après Darmon G., Schulz M., Matiddi M., Loza A. L., Tomás J., Camedda A., Chaieb O., El Hili H. A., Bradai M. N., Bray L., Claro F., Dellinger T., Dell'Amico F., de Lucia G. A., Duncan E. M., Gambaiani D., Godley B., Kaberi H., Kaska Y., Martin J., Moreira C., Ostiategui P., Pham C. K., Piermarini R., Revuelta O., Rodríguez Y., Silvestri C., Snape R., Sozbilen D., Tsangaris C., Vale M., Vandeperre F., Miaud C., 2022. Drivers of litter ingestion by sea turtles: Three decades of empirical data collected in Atlantic Europe and the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 185, Part B, 114364, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114364

Figure 2.2.4 : © Gaëlle Darmon

Figure 2.2.5 : © Lartaud F., 2023. PLAS-SCORE cruise, RV L'Europe, https://doi.org/10.17600/18002068

Figure 2.2.6 : traduite de Lartaud F., Meistertzheim A. L., Reichert J., Ziegler M., Peru E., Ghiglione J.-F., 2020. Plastics: an additional threat for coral ecosystems, *in* Rossi S., Bramanti L. (eds), *Perspectives on the marine animal forests of the world*, 469-486, New York, Springer Nature, https://doi.org/10.1007/978-3-030-57054-5_14

Figure 2.2.7 : © Ian Dyball_AdobeStock et © Kevin_AdobeStock

Figure 2.2.8 : © Thomas Zelonka_AdobeStock

Figure 2.2.9 : © aryfahmed_AdobeStock

Figure 2.2.10 : illustration Gaëlle Mathieu-Ernande, traduite et adaptée du rapport WWF « Impacts of plastic pollution in the oceans on marine species, biodiversity and ecosystems » : https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/wwf_impacts_of_plastic_pollution_on_biodiveristy_small.pdf

Figure 3.1.1 : traduction de Marie-France Dignac, d'après Basile-Doelsch I., Chevallier T., Dignac M.-F. et Ektan A., 2023. Carbon storage in soil, *in* Goss M. J., Oliver M. (eds). *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Second Edition, Academic Press, 228-242, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00202-0, reproduite avec l'autorisation d'Elsevier

Figure 3.3.1 : a) et d) © Ifremer/campagne RAMOGE ; b) et c) © Ifremer/campagne RAMOGE/CS Monaco ; e) © Ifremer/campagne SUBIO

Figure 3.4.1 : figure de Mélanie Ourgaud

Figure 3.4.2 : traduite par Mélanie Ourgaud et inspirée de Menéndez-Pedriza A. et Jaumot J., 2020. Interaction of environmental pollutants with microplastics: a critical review of sorption factors, bioaccumulation and ecotoxicological effects. *Toxics*, 8(2), 40, https://doi.org/10.3390/toxics8020040. Pictogramme pour les substances dangereuses pour l'environnement : Public Domain Vectors ; Pictogramme pollution marine : © Nur syifa fauziah - Flaticon

Figure C.1 : graphique de Gaelle Mathieu-Ernande, d'après Lau W. W., Shiran Y., Bailey R. M., Cook E., Stuchtey M. R., Koskella J., Velis C. A., Godfrey L., Boucher J., Murphy M. B., Thompson R. C., Jankowska E., Castillo A. C., Pilditch T. D., Dixon B., Koerselman L., Kosior E., Favoino E., Gutberlet J., Baulch S., Atreya M. E., Fischer D., He K. K., Petit M. M., Sumaila U. R., Neil E., Bernhofen M. V., Lawrence K., Palardy J. E., 2020. Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, 369(6510), https://www.doi.org/10.1126/science.aba9475

Figure C.2 : traduction de Stéphanie Reynaud et Xavier Cousin, figure adaptée de Scientist's Coalition for an Effective Plastics Treaty, 2024. *Addressing Microplastic Pollution via the Global Plastic Treaty*, https://doi.org/10.5281/zenodo.13332873

Figure C.3 : traduction de Xavier Cousin, figure adaptée de Scientists' Coalition for an Effective Plastic Treaty, 2023. *Fact Sheet — Plastic Removal Technologies 101*, https://ikhapp.org/wp-content/uploads/2023/11/Fact_Sheet_Plastic-Removal-Technologies-101.pdf

Illustration de couverture : © Alan Anras
Édition : Eline Susset
Mise en page et couverture : Hélène Bonnet, Studio9

À chaque étape de leur cycle de vie, les plastiques libèrent des débris, des particules et des molécules qui contaminent les écosystèmes terrestres, aquatiques et marins. Ils contribuent alors aux trois grandes crises environnementales : la pollution, la perte de biodiversité et le changement climatique.

Aucune espèce n'est épargnée : de la tortue marine au phytoplancton, du blé au hérisson européen, en passant par le brochet ou le héron cendré, toutes sont concernées par cette pollution, en grande partie invisible car principalement composée de micro- et de nanoplastiques, désormais présente dans tous les compartiments de l'environnement.

Issu d'un travail collectif réunissant plusieurs organismes de recherche et universités, cet ouvrage aborde les différentes facettes de ce problème devenu global. Il s'appuie sur les dernières avancées scientifiques ayant permis de mieux quantifier et caractériser cette pollution, d'en étudier les impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes — via le biomonitoring, l'étude des espèces sentinelles, les recherches en écotoxicologie et d'autres approches innovantes.

Les auteurs proposent également un cadre réglementaire, ainsi que des solutions ou alternatives à destination des politiques publiques pour faire face aux enjeux liés à cette menace.

Cet ouvrage s'adresse autant aux décideurs qu'aux chercheurs, étudiants en écologie, biologie ou sciences de l'environnement, ainsi qu'aux citoyens soucieux de mieux comprendre les multiples formes que prend aujourd'hui la pollution plastique et les enjeux qu'elle soulève.

UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

Défis Clés OCCITANIE

La Région Occitanie Pyrénées · Méditerranée

BiodivOc Biodiversité Occitanie

25 €

ISBN : 978-2-7592-4083-8

éditions Quæ

INRAE

9 782759 240838

Réf. : 03004

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com