



(ID Modèle = 454913)

Ineris - 209426 - 2787299 - v1.0

14/02/2024

Occurrence, devenir et effets des micro/nano-plastiques dans les sols

PRÉAMBULE

Le présent document a été réalisé au titre de la mission d'appui aux pouvoirs publics confiée à l'Ineris, en vertu des dispositions de l'article R131-36 du Code de l'environnement.

La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations utilisées.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La mission ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser ce document après cette date.

Au vu de ses missions qui lui incombent, l'Ineris, n'est pas décideur. Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre des missions qui lui sont confiées, ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur dans sa prise de décision. Par conséquent, la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour chaque utilisation du document en dehors de l'objet de la mission.

Nom de la Direction en charge du rapport : DIRECTION MILIEUX ET IMPACTS SUR LE VIVANT

Rédaction : MANIER Nicolas

Vérification : PANDARD Pascal ; BISSON Michèle ; AIT-AISSA Sélim

Approbation : Document approuvé le 14/02/2024 par BOUDET CELINE

Liste des personnes ayant participé à l'étude : MANIER Nicolas, BRISSARD Anaëlle

Table des matières

1	Introduction.....	6
2	Plastiques « conventionnels », « biosourcés » et « biodégradables » : définition, typologie et origine des micro/nanoplastiques.....	7
2.1	Plastiques « conventionnels », polymères « biosourcés » et plastiques dits « biodégradables ».....	7
2.2	Microplastiques et Nanoplastiques issus de la fragmentation de macrodéchets plastiques.....	11
2.3	Microplastiques et Nanoplastiques produits intentionnellement.....	11
3	Définition et réglementation des microplastiques et des nanoplastiques.....	12
4	Source, occurrence et comportement des micro/nano-plastiques dans les sols.....	13
5	Écotoxicité des MNP vis-à-vis des organismes du sol.....	17
5.1	Transfert et effets vis-à-vis des organismes de la micro/mésafaune.....	17
5.2	Transfert et effets vis-à-vis des végétaux supérieurs.....	19
5.3	Cas des micro- et nanoplastiques biosourcés et biodégradables.....	21
5.4	Relargage, accumulation et effets des substances additives dans les sols et chez les organismes du sol.....	22
6	Synthèse et orientations futures.....	22
7	Références.....	24

Liste des figures

Figure 1 : Nombre d'études publiées entre 2012 et 2021 qui a examiné l'impact des micro et nanoplastiques dans différents environnements.....	6
Figure 2 : Structure chimique des principaux polymères biosourcés ou non retrouvés dans les sols (d'après Ng et al. 2018).....	7
Figure 3 : Classification des polymères plastiques.....	8
Figure 4 : Schéma des différents processus qui entrent en jeu dans la fragmentation et la dégradation des matières plastiques (d'après Sarkar et al., 2020).....	11
Figure 5 : Différences observées quant à la définition en taille des microplastiques dans la littérature scientifique (Hartmann et al., 2019).....	12
Figure 6 : Schéma du devenir possible des MP dans les sols.....	15
Figure 7 : Polluants pouvant être libérés ou s'adsorber sur les micro- et nanoplastiques (d'après Alimi et al., 2018).....	16
Figure 8: Effets écotoxicologiques des microplastiques observés sur différents taxons pour les invertébrés du sol.....	18
Figure 9: Effets écotoxicologiques des MNP sur les fonctions biologiques des invertébrés du sol en fonction de la forme, du type et des groupes fonctionnels présent sur le polymère.....	19

Liste des Abréviations

Bio-PE	bio-polyéthylène (bio-PE)
ECHA	european chemicals agency
EFSA	european food safety authority
HAP	hydrocarbure aromatique polycyclique
MNP	micronanoplastique(s)
MP	microplastique(s)
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NP	nanoplastique(s)
OCDE	organisation de coopération et de développement économiques
PBAT	polybutylène adipate téréphtalate
PBS	polybutylène succinate
PCB	polychlorobiphényles
PE	polyéthylène
PE-BD	polyéthylène basse densité
PE-HD	polyéthylène haute densité
PET	polytéréphtalate d'éthylène
PHA	polyhydroxyalkanoate,
PHB	polyhydroxybutyrate,
PHBV	polyhydroxybutyrate co-valerate
PLA	acide polylactique
POP	polluants organiques persistants
PP	polypropylène
PS	polystyrène
PU	polyuréthane
PVC	polychlorure de vinyle

Résumé

En raison de leurs propriétés innovantes et de leur facilité de production, les plastiques ont été, depuis plus de 70 ans, une source de croissance importante. Ils restent jusqu'à aujourd'hui un matériau incontournable, en forte demande, et on estime que près de sept milliards de tonnes de plastiques ont été produites depuis les années 50. L'utilisation universelle, l'aspect « jetable » de beaucoup d'articles plastiques et leur faible pouvoir de dégradation dans l'environnement ont entraîné au fil des années une augmentation de la pollution environnementale par les débris plastiques. Cette pollution, visible dans le compartiment marin, a attiré l'attention des scientifiques, du public et des décideurs il y a déjà plusieurs dizaines d'années.

Plus récemment, la présence de microplastiques (MP) et de nanoplastiques (NP) dans d'autres compartiments environnementaux et, notamment les compartiments collecteurs tels que les sols, a été mise en avant. Ce constat pose de nouvelles questions quant au devenir et l'impact qu'ont ces fragments plastiques sur les écosystèmes terrestres. Ainsi, ces cinq dernières années, un nombre grandissant d'études portant sur la présence et le comportement des micro/nanoplastiques (MNP) dans les sols, ainsi que leurs effets sur les organismes vivants ont été publiées. Cette synthèse bibliographique a pour objectif de rassembler l'état des connaissances sur ce sujet. Cette synthèse a également pour objectif de présenter les besoins en termes de travaux d'expertise et de recherche dans ce domaine.

Pour citer ce document, utilisez le lien ci-après :

Institut national de l'environnement industriel et des risques, Occurrence, devenir et effets des micro/nano-plastiques dans les sols, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 209426 - v1.0, 14/02/2024.

Mots-clés :

Microplastique, nanoplastique, synthèse bibliographique, écotoxicologie, sol

1 Introduction

En raison de leurs propriétés innovantes et de leur facilité de production, les plastiques ont été, depuis plus de 70 ans, une source de croissance importante. Ils restent jusqu'à aujourd'hui un matériau incontournable, en forte demande, et on estime que près de sept milliards de tonnes de plastiques ont été produites depuis les années 50. En termes d'usage actuels, les emballages représentent 40 % des plastiques produits, mais on les retrouve dans quasiment tous les secteurs, que ce soit la construction et le bâtiment, le textile, l'électronique, les transports, ou encore la médecine, la cosmétique, les jouets, etc...

Cette large utilisation, l'aspect « jetable » de beaucoup d'articles plastiques et leur faible pouvoir de dégradation dans l'environnement ont entraîné au fil des années une augmentation de la pollution environnementale par les débris plastiques. L'accumulation de ces débris dans les compartiments environnementaux est aujourd'hui un problème mondial et certains auteurs supposent que la majorité du plastique produit et qui n'a pas été incinérée, se trouve toujours dans l'environnement sous une forme ou une autre (Geyer et al., 2017). Ces débris plastiques sont extrêmement divers et sont composés de différents polymères et additifs qui ont des niveaux d'altération et de fragmentation variables dans l'environnement. Parmi ces débris plastiques, la question des très petits fragments, sous l'appellation « microplastiques » (MP) ou « nanoplastiques » (NP) est aujourd'hui l'une des préoccupations principales pour différentes raisons : d'une part à cause de leur persistance dans l'environnement ; d'autre part, à cause de leur très petite taille et de leur composition chimique qui favorisent les interactions avec le vivant (*i.e.* ; biodisponibilité, accumulation et potentiellement effets délétères vis-à-vis des organismes et des écosystèmes).

Alors que la pollution liée aux plastiques et MP présents dans le compartiment marin a attiré l'attention des scientifiques, du public et des décideurs il y a déjà plusieurs années, des rapports récents pointent l'omniprésence des MP dans les autres compartiments environnementaux et, notamment les compartiments collecteurs tels que les sols. Ceci pose de nouvelles questions quant au devenir et effets potentiels vis-à-vis des organismes et des écosystèmes autre que marin. On note ces dernières années la publication d'études concernant les micro/nanoplastiques (MNP) qui se retrouvent dans les sols (figure 1). Malgré cela, les informations liées à leur occurrence, à leur devenir dans ce compartiment et à leurs effets vis-à-vis des organismes vivants restent parcellaires et constituent une thématique encore émergente au regard de la complexité qu'il y a pour répondre à ces questionnements.

Cette synthèse bibliographique a pour objectif de rassembler l'état des connaissances à ce jour en ce qui concerne l'occurrence le devenir et les effets potentiels des MNP. Elle s'attache plus particulièrement au compartiment sol et un regard particulier est donné aux plastiques « biosourcés » et/ou « biodégradables ». Elle a enfin pour objectif de présenter les besoins en termes de travaux d'expertise et de recherche dans ce domaine.

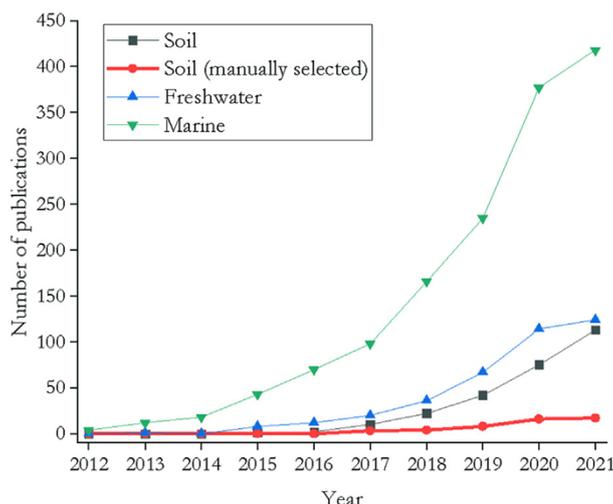


Figure 1 : Nombre d'études publiées entre 2012 et 2021 qui a examiné l'impact des micro et nanoplastiques dans différents environnements

Termes de recherche : pour les écosystèmes marins (*microplastique* OU nanoplastique**) ET (*marin* OU mer**) ET (*invertébré* OU mésofaune* OU méiobenthos* OU organisme**) ; pour les systèmes d'eau douce (*microplastique* OU nanoplastique**) ET (*eau douce* OU faune**) ET (*invertébré* OU mésofaune* OU méiobenthos* OU organisme**); pour le sol (*microplastique* OU nanoplastique**) ET (*sol* OU terrestre**) ET (*invertébré* OU mésofaune* OU organisme**). (D'après Mörkhe et al. 2022)

2 Plastiques « conventionnels », « biosourcés » et « biodégradables » : définition, typologie et origine des micro/nanoplastiques

2.1 Plastiques « conventionnels », polymères « biosourcés » et plastiques dits « biodégradables »

Historiquement, les polymères plastiques sont issus de la transformation chimique d'hydrocarbures fossiles obtenus à partir du pétrole ou du gaz de schiste, principalement.

Les polymères les plus couramment produits sont le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS), le polychlorure de vinyle (PVC), le polytéréphtalate d'éthylène (PET), le polyuréthane (PUR), ainsi que les fibres de polyester, polyamide et acrylique (Nanda et al., 2022) (figure 2). D'après Geyer et al. (2017), ces polymères plastiques représentent 92 % du plastique jamais produit. Ils ont pour caractéristiques d'être peu coûteux à produire, léger, imperméable, d'une résistance égale à celle de l'acier (ou d'autres métaux tel que l'aluminium) mais non soumis à la corrosion, facilement modelable et permettent par conséquent, la confection d'articles sur mesure, facilement. Malgré ces avantages, et au-delà des aspects liés à la pollution plastique, la formulation de ces polymères « conventionnels » présente de nombreux inconvénients et notamment l'aspect non renouvelable du pétrole ou du gaz de schiste utilisés en tant que matière première, leur processus d'extraction et de transformation en plastique qui libère du CO₂ dans l'atmosphère, contribuant au réchauffement climatique. Ils ont aussi pour caractéristique commune d'être majoritairement non-biodégradables ce qui pose le problème de leur gestion en fin de vie.

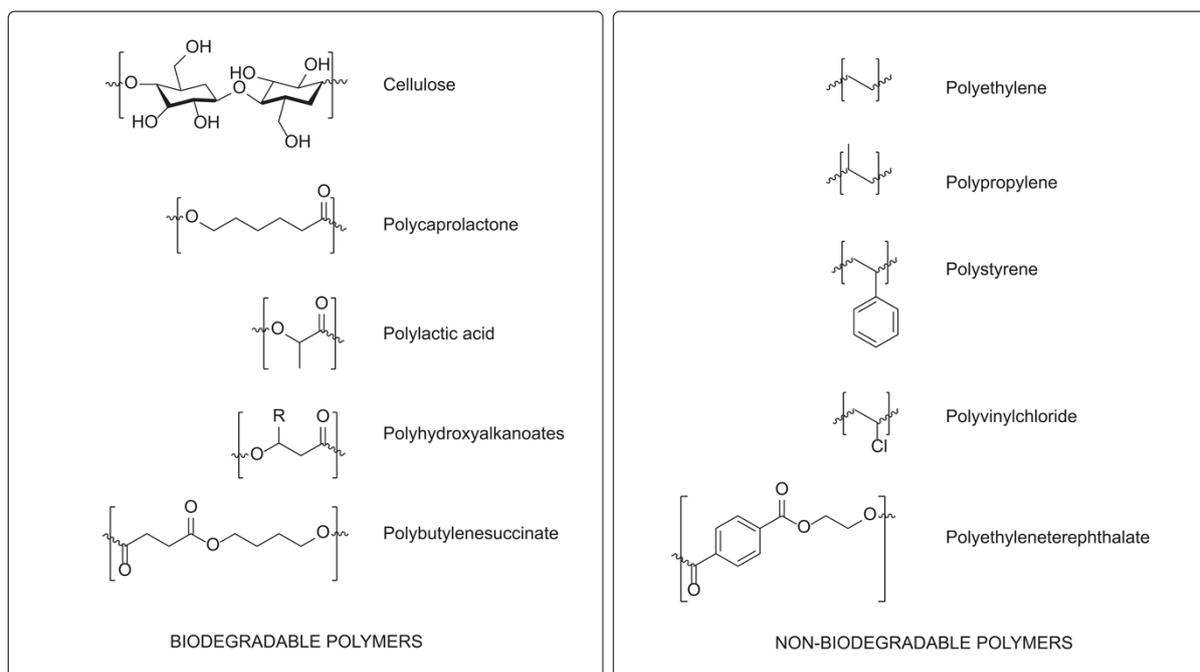


Figure 2 : Structure chimique des principaux polymères biosourcés ou non retrouvés dans les sols (d'après Ng et al. 2018)

Dans un souci d'économie circulaire, ces formulations « conventionnelles », sont peu à peu remplacées par des matériaux polymères synthétisés à partir de différents composants issus de la biomasse telles que : (i) des structures aliphatiques provenant de polymères bactériens, de glycérides modifiés (à partir d'huiles végétales ou de microalgues), ou encore de molécules issues de polysaccharides et (ii) des structures aromatiques, synthétisées à partir de composés issus de ressources lignocellulosiques tels que le bois ou la paille, que sont les lignines, les tannins et les furanes. D'une façon générale, l'utilisation de matières premières renouvelables à base de carbone est vue comme une alternative intéressante aux matériaux « conventionnels » d'origine fossile car elles apportent une empreinte carbone réduite.

Les polymères plastiques issus de ces composants sont généralement appelés plastiques « biosourcés ».

Les plastiques biosourcés que l'on retrouve dans le commerce sont toutefois souvent composés d'un mélange de molécules issues d'hydrocarbures fossiles et d'autres molécules issues de la biomasse. Selon la Commission Européenne, un plastique « biosourcé » est défini comme étant un plastique « entièrement ou partiellement issu de ressources biologiques » (EC, 2022). Dans le cadre de ses travaux normatifs, le CEN/TC 249 a considéré que le caractère biosourcé pouvait être attribué à un sac en plastique à usage unique par exemple, dès lors qu'il respecte une teneur minimale de 50 % de carbone biosourcé.

Parmi les polymères « biosourcés » les plus répandus, on peut mentionner l'acide polylactique (PLA) qui est un polymère dont les monomères sont issus de l'amidon (Karamanlioglu *et al.*, 2017), le polyamide 11 (polyundécamide) produit à partir d'huile de ricin (Nanda *et al.*, 2022), le bio-polyéthylène (bio-PE) à partir de canne à sucre, le polybutylène succinate (PBS) à partir d'acide succinique (Polman *et al.*, 2021) ou encore les polyhydroxyalkanoate (PHA), Polyhydroxybutyrate (PHB), Polyhydroxybutyrate co-valérate (PHBV) qui sont produits par des microorganismes en conditions contrôlées (Chek *et al.*, 2017 ; Kumar *et al.*, 2020) (figure 3).

Les plastiques « biosourcés » représentent aujourd'hui 1 % du plastique fabriqué dans le monde (Zimmerman *et al.*, 2020), soit 2,22 millions de tonnes en 2022, essentiellement produites en Chine et en Europe. Ce tonnage va tendre à augmenter dans les prochaines années compte tenu notamment des restrictions croissantes envers les plastiques « conventionnels » (Chah *et al.*, 2022).

Il est important de souligner que la nature biosourcée du polymère est à distinguer de son aspect « biodégradable » puisque les propriétés du polymère sont à rapprocher de sa formulation. Par conséquent, si par exemple une formulation plastique d'origine fossile n'est pas biodégradable, son homologue biosourcé ne le sera pas non plus. A contrario, un plastique « biodégradable » n'est pas forcément issu de la biomasse et certains plastiques d'origine fossile sont également considérés comme « biodégradables ». C'est notamment le cas du polybutylène adipate téréphtalate (PBAT) (Nanda *et al.*, 2022). Enfin, certains polymères sont à la fois biosourcés et biodégradables. Ils sont alors parfois qualifiés de « biopolymères » ou « bioplastiques » (figure 3).

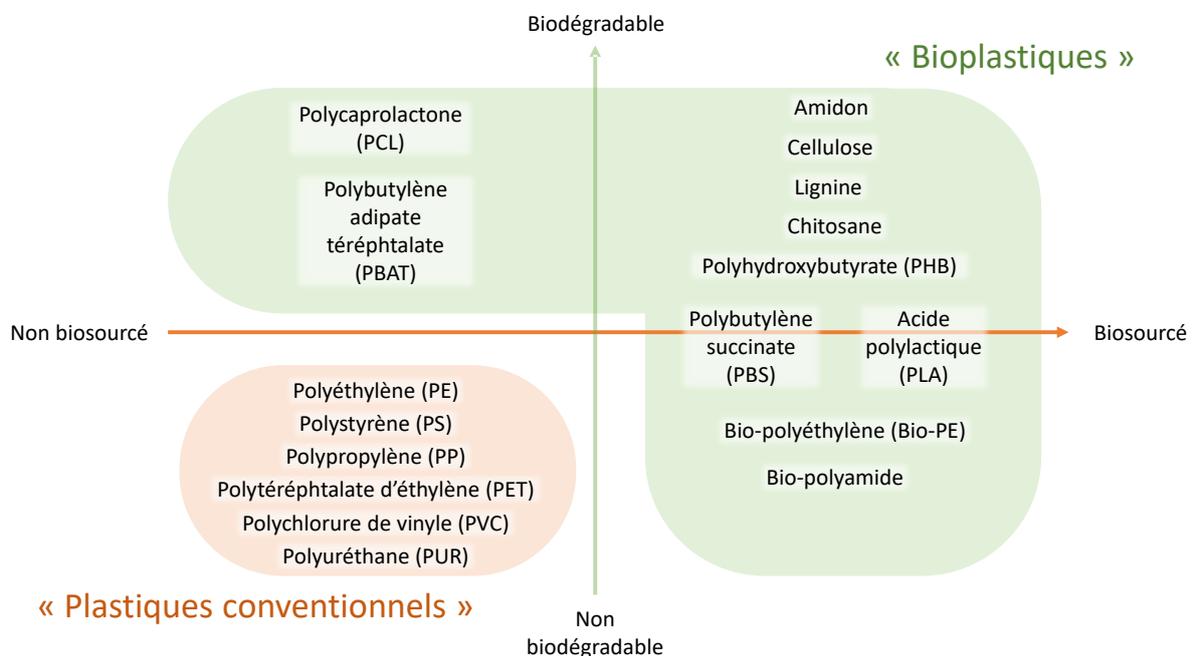


Figure 3 : Classification des polymères plastiques

Parmi les critères permettant de juger de l'impact potentiel d'un plastique sur l'environnement, la question de la biodégradabilité est centrale puisqu'elle va conditionner à la fois l'usage et son devenir et sa fin de vie.

La biodégradabilité des plastiques repose sur le fait que certains microorganismes (bactéries, champignons...) possèdent des enzymes capables de dépolymériser les chaînes carbonées des polymères de plastique. Ce processus libère des monomères directement assimilables par ces microorganismes. La vitesse et le degré de biodégradation dépendent de plusieurs facteurs, dont la nature du plastique (composition, forme, taille, etc.), les paramètres physico-chimiques du milieu (température, pH, humidité, etc.), ainsi que la quantité et le type de microorganismes présents dans le milieu (EC, 2020).

Il est à noter que les plastiques (conventionnels ou biosourcés) dits « biodégradables » ou « compostables » ne le sont souvent que dans des conditions spécifiques (*i.e.* compostage industriel) qui n'existent pas en milieu naturel. Ainsi, si leur biodégradabilité en conditions naturelles n'est pas prouvée, ils sont susceptibles de poser les mêmes problèmes en termes de fin de vie que les plastiques « conventionnels » ou « biosourcés, non-biodégradable ».

La loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire encadre la question de la biodégradabilité des polymères « biosourcés ». Cette loi interdit notamment l'utilisation de la mention « compostable » pour les produits et les emballages en matière plastique « biosourcée » dont la compostabilité ne peut être obtenue qu'en unité industrielle.

Il existe par ailleurs plusieurs documents normatifs (spécifications et méthodes) permettant de renseigner sur la biodégradabilité des plastiques et/ou de qualifier les plastiques de « compostables » :

- la norme NF EN 13432 : 2000 qui spécifie les exigences et les méthodes permettant de déterminer la possibilité de composter et de traiter en anaérobiose les emballages et les matériaux d'emballage.
- la norme NF T 51-800 : 2015 qui spécifie les procédures et les exigences relatives aux produits en plastique aptes au compostage domestique. Quatre aspects sont traités : la biodégradation, la désintégration pendant le compostage, les effets négatifs sur le processus biologique et les effets négatifs sur la qualité du compost obtenu, notamment la présence de teneurs élevées en éléments réglementés.
- La norme ISO 23517:2021, spécifique aux films de paillage pour utilisation en agriculture et horticulture et qui décrit les exigences et méthodes d'essai concernant la biodégradation, l'écotoxicité et le contrôle des constituants.
- La norme ISO 20200:2023 qui décrit la méthode permettant de déterminer le degré de désintégration de matériaux plastiques exposés à un environnement de compostage en laboratoire.
- La norme ISO 16929:2021 qui détermine le degré de désintégration des matériaux plastiques dans des conditions de compostage définies lors d'un essai à échelle pilote.
- Les normes ISO 14855-1:2012 et ISO 14855-2:2018 qui permettent d'évaluer la biodégradabilité aérobie ultime des matériaux plastiques dans des conditions contrôlées de compostage.
- Les normes ISO 5424:2022 et 5412:2022, spécifiques respectivement à la question des pailles en plastique compostables en compostage industriel et des sacs à provisions en plastique compostables en compostage industriel. Les normes ISO 14851:2019 et ISO 14852:2021 qui décrivent les méthodes pour l'évaluation du taux de biodégradabilité aérobie des matériaux plastiques, y compris ceux contenant des additifs.

La question de la biodégradabilité des polymères plastiques est d'autant plus essentielle que dans son rapport relatif à la restriction sur les microplastiques, l'ECHA a proposé une première approche d'évaluation de la biodégradabilité de ces composés, combinant les méthodes et les critères conventionnels de biodégradabilité facile et intrinsèque appliqués pour l'évaluation de la persistance des substances chimiques avec des méthodes plus spécifiques des matériaux plastiques développées par le CEN/TC 249 ou l'ISO/TC 61/SC 14. La démonstration de la biodégradabilité pour ce type de composés apparaît comme une information essentielle car elle pourrait permettre de déroger à la restriction.

Enfin, les polymères décrits précédemment qu'ils soient biosourcés ou non, biodégradable ou non, ne sont pas formulés seuls et contiennent toujours un ou plusieurs additifs afin de conférer au plastique des propriétés spécifiques et adaptées à diverses utilisations (Pinto da Costa et al. 2023).

Il existe sept grandes catégories d'additifs (*i.e.* plastifiants, charges, retardateurs de flamme, antioxydants, stabilisateurs thermiques, colorants, lubrifiants), et selon la Commission Européenne, il existe plus de 400 molécules différentes produites à plus de 100 tonnes par an qui sont concernées (Science for Environment Policy, 2023). Le tableau 1 liste les principaux additifs utilisés et leurs propriétés.

*Tableau 1 : Exemples d'additifs utilisés lors de la fabrication d'articles plastiques
(d'après Barrick et al., 2021 et Geyer et al., 2017)*

Type d'additifs	% de la production totale	Concentrations d'utilisation (% w/w)	Propriétés	Exemple de molécules courantes
Plastifiants	34 %	10 – 70	Rendent les matières plastiques plus souples et flexibles	Phtalates
Charges ou « fillers	28 %	0 – 50	Densifient une texture ou en augmentent la résistance	Talcs, carbonate de calcium
Retardateurs de flamme	13 %	12 – 18	Réduisent les risques d'incendie des matières plastiques	Hexabromocyclododécane, tétrabromobisphénol A
Antioxydants	6 %	0,05 – 3	Empêchent l'oxydation et la dégradation thermique des plastiques	6,6'-di-tert-butyl-4-4'-thioldi-m-cresol
Stabilisateurs thermiques	5 %	0,05 – 3	Empêchent la décoloration induite par la chaleur	Phosphite de triphényle
Colorants	2 %	0,001 – 10	Apportent de la couleur	Oxyde d'aluminium
Lubrifiants	2 %	0,1 – 3	Empêchent l'adhésion des matières plastiques lors du moulage	Silicones

2.2 Microplastiques et Nanoplastiques issus de la fragmentation de macrodéchets plastiques

Dans l'environnement, les articles plastiques sont exposés à de nombreux facteurs qui vont causer leur fragmentation (ou désintégration) et leur dégradation. Les matières plastiques vont ainsi subir une dégradation par des actions thermiques ou mécaniques (gel, activités animales, pression, etc.), par oxydation, hydrolyse, photo-dégradation (UV) ou encore dans certains cas par l'action du vivant (biodégradation).

D'une façon générale, ce sont les dégradations thermiques et mécaniques qui initient le processus. Puis les rayonnements UV fournissent l'énergie nécessaire à l'entrée de l'oxygène dans le polymère, ce qui conduit à leur oxydation. L'ensemble de ces dégradations aboutissent à une dépolymérisation qui transforment, *in fine*, les plastiques en oligomères et monomères, sources de carbone et d'hydrogène éventuellement utilisables par les microorganismes (Science for Environment Policy, 2023 ; Webb et al., 2013). La figure 4 schématise les différents processus qui entrent en jeu dans la fragmentation et la dégradation des matières plastiques. Ce processus de fragmentation est très long, de l'ordre de 1 µm à 1000 µm par an selon le type de plastique. Ainsi, la dégradation d'un matériaux plastique peut s'étaler sur plusieurs centaines, voire milliers d'années (Chamas et al., 2020). C'est au cours de cette fragmentation que l'on observe la production de micro- et/ou nano fragments de plastique dits « involontaires » ou « secondaires », car issues de la dégradation dans l'environnement de macrodéchets. Par leur processus de formation, ces micro-/nanoplastiques (MNP) se caractérisent par une très grande diversité de taille, de forme, de surface ou de composition (Science for Environment Policy, 2023), ce qui rend leur caractérisation complexe dans l'environnement.

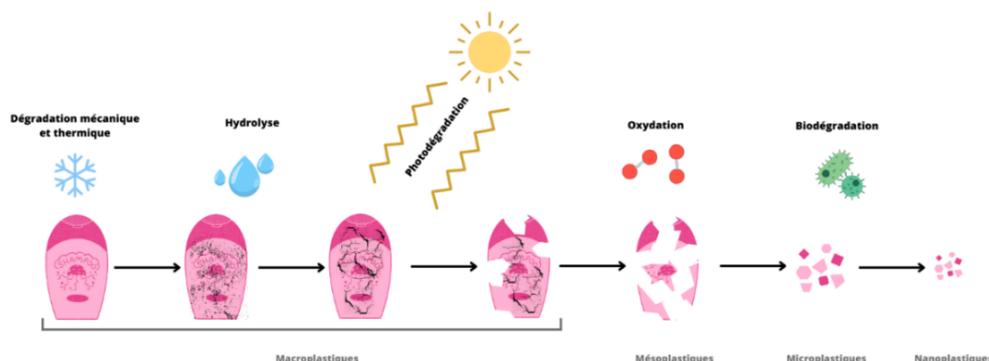


Figure 4 : Schéma des différents processus qui entrent en jeu dans la fragmentation et la dégradation des matières plastiques (d'après Sarkar et al., 2020)

2.3 Microplastiques et Nanoplastiques produits intentionnellement

A côté des MNP issus de la dégradation de macroplastiques, il faut également noter la production de plastiques directement sous forme de pellets ou de billes de taille micrométrique ou nanométrique (Science for Environment Policy, 2023). On parlera ici de MNP « intentionnels ».

Ces MNP intentionnels peuvent être utilisés en tant que précurseurs pour la formulation d'articles en plastiques (par moulage) ou bien en tant que tels, par exemple lorsqu'ils sont directement ajoutés dans la formulation de certains produits tels que les engrais, les produits phytopharmaceutiques, les produits cosmétiques, les détergents domestiques et industriels, les produits de nettoyage, les peintures et les produits utilisés comme matériaux de remplissage souple sur les terrains de sport en gazon artificiel. Dans les produits de consommation, les particules microplastiques sont le plus souvent utilisées comme matières abrasives (par exemple, des agents exfoliants ou de polissage dans les produits cosmétiques connus sous le nom de "microbilles"), mais elles peuvent également avoir d'autres fonctions, comme contrôler la viscosité, l'apparence et la stabilité d'un produit. On les retrouve enfin comme « paillettes » dans le maquillage (Science for Environment Policy, 2023).

Au total, on estime qu'environ 145 000 tonnes de MNP intentionnels sont utilisées chaque année dans l'union européenne et l'espace économique européen. Tout ou partie de ces MNP intentionnels peuvent se retrouver dans l'environnement, notamment *via* les eaux usées (Science for Environment Policy, 2023). Contrairement aux MNP non-intentionnels, leur production industrielle leur confère une certaine uniformité en termes de taille, de forme et de composition, mais aussi certaines spécificités en termes de fonctionnalisation par exemple.

3 Définition et réglementation des microplastiques et des nanoplastiques

Les microplastiques et nanoplastiques sont le plus souvent définis sur la base de leur taille. Selon l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) et l'organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), les microplastiques sont définis comme étant de petites particules de plastique ne dépassant généralement pas 5 millimètres (mm) dans leur diamètre (OCDE, 2021). Cette définition s'aligne sur celle déjà proposée par l'Agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (NOAA) en 2008. Bien qu'elle ne soit pas formalisée en tant que norme internationale, elle reste aujourd'hui largement utilisée (Hartmann et al., 2019).

Les nanoplastiques sont logiquement considéré comme étant des fragments plastiques plus petits sans pour autant en définir clairement la taille. Sur la base de la recommandation de définition du terme « nanomatériau » de la commission européenne (EC, 2022), ils peuvent être considérés par analogie avec les nanomatériaux comme étant des fragments de particules plastiques ayant une taille située en 1 et 100 nm dans leur diamètre. Cependant, l'exclusion des « molécules uniques » de la définition des nanomatériaux, pourrait avoir pour conséquence d'écarter les polymères plastiques de taille nanométrique de cette définition.

L'autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) définit les microplastiques comme des particules ayant une taille allant de 0,1 à 5000 micromètres (µm) et les nanoplastiques comme étant des particules ayant une taille comprise entre 1 et 100 nanomètres (EFSA, 2016).

Dans la littérature scientifique, il n'y a pas de consensus clair sur la définition des microplastiques et nanoplastiques (Mitrano et al. 2019, Hartmann et al. 2019) (figure 5). Cependant, il est largement accepté de considérer les particules plastiques de taille submicronique (<1 µm) comme définition des nanoplastiques (Gigault et al. 2018 ; SAPEA, 2019).

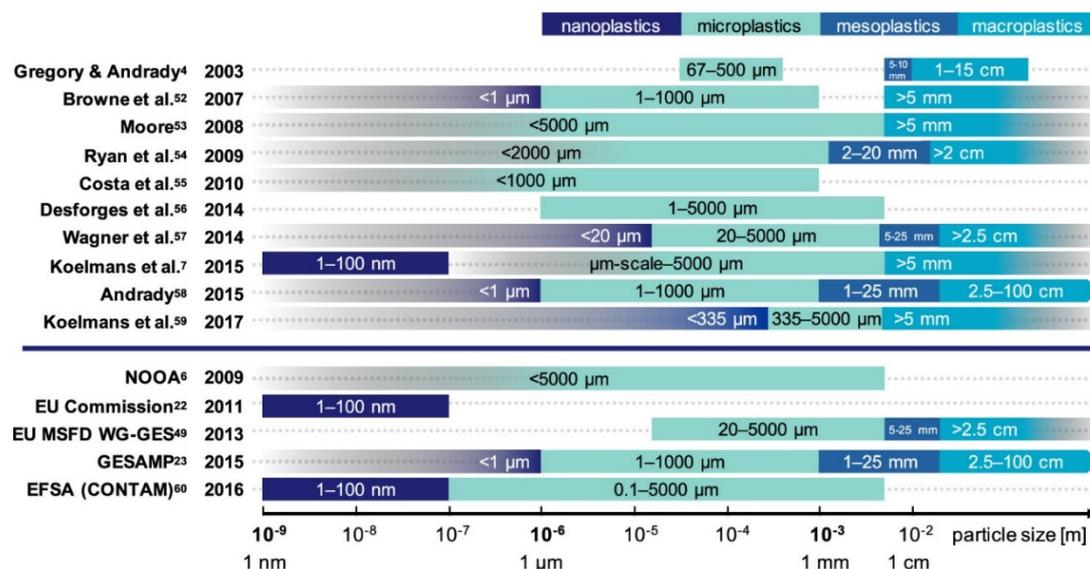


Figure 5 : Différences observées quant à la définition en taille des microplastiques dans la littérature scientifique (Hartmann et al., 2019)

En ce qui concerne la réglementation, le 26 avril 2023, le comité REACH de la Commission européenne a voté en faveur de la proposition de la Commission européenne portant sur la restriction des MP et des NP intentionnels. Cette restriction, couvre les MP et les NP ajoutés volontairement quel que soit le secteur d'application et prévoit, en plus des interdictions, des exigences en matière d'information et d'étiquetage.

Cependant, si la proposition de restriction ne prévoit pas de limite inférieure pour la taille des MP, et considère toutes les particules de plastique de petite taille, et par conséquent, les NP, elle prévoit aussi une exemption temporaire d'application pour les NP afin de garantir l'application du texte, dans un contexte où les méthodes d'analyse existantes ne sont pas suffisantes pour détecter, quantifier et identifier des particules de cette taille, notamment dans les matrices complexes (par exemple, les nanoplastiques issus de la dégradation que l'on retrouve dans l'eau des lacs, les sols ou les sédiments).

4 Source, occurrence et comportement des micro/nano-plastiques dans les sols

Parmi les principales sources de contamination des sols par les MNP, on distingue notamment :

- (i) Les activités agricoles à travers :
 - Les amendements de sols (Zubris and Richards, 2005),
 - L'application de boues provenant des stations d'épuration (Corradini et al., 2019 ; Li et al., 2018a ; Mintenig et al., 2017 ; Ziajahromi et al., 2017). Au-delà des MP déjà présents dans les eaux usées et qui se retrouvent piégés dans les boues, il est également rapporté la possibilité d'une fragmentation des macroplastiques et la génération de MP par les procédés d'épuration eux même (Judy et al., 2019).
 - Les apports par l'eau d'irrigation (Gündoğdu et al., 2018 ; Mason et al., 2016),
 - L'utilisation de compost ou de fertilisants contenant de façon intentionnelle des polymères pour la diffusion contrôlée des substances (Weithmann et al., 2018),
 - La dégradation des films de paillage appliqués en champs (Ramos et al., 2015 ; Steinmetz et al., 2016),
- (ii) La mise en décharge de macroplastiques contrôlée ou non, entraînant un apport par fragmentation *in situ* de déchets micro ou nanoplastiques sous l'action physique et chimique de l'environnement et *via* l'interaction avec les organismes des sols (He et al., 2019) ;
- (iii) Les particules issues de l'usure des pneus (Kole et al., 2017, Science for Environment Policy, 2023) ;
- (iv) Les apports atmosphériques (Dris et al., 2015 ; Liu et al., 2019).

Les estimations en termes de concentration et de typologie de MNP retrouvés dans les sols restent à ce jour parcellaires, principalement limitées par le manque de protocoles harmonisés et méthodologies permettant de renseigner sur ces aspects. En 2020, Büks et Kaupenjohann ont dénombré seulement vingt-trois études publiées ayant pour but de déterminer les concentrations en MNP de sols de différentes régions du globe et pour différentes catégories de sols. Le tableau 2 résume les publications majeures disponibles à ce jour. Les auteurs de ces études rapportent dans certains cas la présence de quantités importantes de MP dans les premiers centimètres du sols (Cao et al., 2017 ; Rillig, 2012 ; Rillig et al., 2017 ; Horton et al., 2017). Bien que toutes les typologies de sols ne soient pas représentées, il en ressort néanmoins que les sols agricoles, notamment s'ils font l'objet d'une gestion par un apport de boues de station d'épuration ou par paillage, ainsi que les sols industriels, sont les plus contaminés en MP. Dans le cas des sols agricoles, il faut ajouter que l'utilisation d'articles plastiques (films de paillage notamment) peut être régulière et sur une même parcelle. Par conséquent, une accumulation au cours du temps de débris plastiques dans les sols dans des concentrations significatives est attendue (parcelles de maraichage par exemple). D'autre part, il est intéressant de constater que presque tous les sols échantillonnés à ce jour indiquent la présence de MP quelle que soit leur provenance géographique. Sheurer et Bigalke (2018) indiquent également la présence de MP dans les zones de montagne (très éloignées. Ainsi, et de la même façon que pour le compartiment sédimentaire, le sol est de plus en plus considéré comme étant un compartiment collecteur important et contribuant de façon majeure à l'accumulation des MP dans l'environnement (Kawecki et Nowack, 2019 ; O'Connor et al. 2019).

Des estimations récentes ont indiqué que l'apport annuel de MP par les terres agricoles varie de 63 à 430 000 tonnes en Europe et de 44 à 300 000 tonnes en Amérique du Nord (Nizzetto et al., 2016a, 2016b). Möhrke et al. (2022) estiment quant à eux que ce sont 125 à 850 tonnes de MP par millions d'habitants qui sont introduits chaque année dans les sols agricoles. En outre, Scheurer et Bigalke (2018) rapportent la présence de MP dans environ 90 % des sols des plaines inondables (en Suisse) à des profondeurs comprises entre 0 et 5 cm et ont déterminé que la concentration moyenne de MP était de 5 mg.kg⁻¹, avec une valeur maximale observée de 55,5 mg.kg⁻¹. De la même façon Fuller et Gautam (2016) ont rapporté que les sols prélevés dans une zone industrielle (en Australie) pouvaient contenir de 0,03 à 6,7 % de MP.

Concernant la typologie des MP dans les sols, on retrouve l'ensemble des grandes catégories de plastiques produites : PE, PET, PS, PVC, PP. En termes de proportion, Piehl et al., (2018) indiquent dans leur étude que le PE serait le polymère le plus couramment retrouvé sous formes de MP, suivi du PP et du PS. Cependant il est raisonnable de penser que cette proportion sera fortement variable d'un sol à un autre en fonction de l'historique de ce sol.

Au niveau national, les connaissances de l'imprégnation des sols en MP sont parcellaires. Dans son rapport d'expertise portant sur la recherche de microplastiques dans 33 échantillons de sols issus du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), l'Ademe rapporte que 76 % de ces échantillons contenaient des MP dans des quantités variables. Les MP retrouvés sont principalement des fragments de PE ou PP ayant des tailles comprises entre 380 µm et 4,5 mm. Il est à noter que dans cette étude, les MP de taille inférieure à 315 µm n'ont pas été recherchés et que leur présence dans ces sols ne peut pas être écartée. Enfin, les sols analysés dans le cadre de ce travail concernent en grande majorité des sols agricoles et l'information disponible pour d'autres typologies de sols reste rare (Palazot et al. 2023).

Tableau 2 : Concentrations en MP retrouvées dans différents sols

Zone géographique	Milieu	Quantité moyenne retrouvée	Profondeur d'échantillonnage	Référence
Suisse	Plaine inondable	593 part. kg ⁻¹	0-5 cm	Scheurer et Bigalke, 2018
Chili	Sol agricole (avec apport de boues depuis 10 ans)	1100 – 3500 part. kg ⁻¹ (m.s.)	0-25 cm	Corradini et al., 2019
Chine	Sol agricole (avec paillage plastique)	7100–42,960 part. kg ⁻¹ (m.s.)	n.d	Zhang et Liu, 2018
Allemagne	Sol agricole (sans apport de boue ni paillage)	0,34 part. kg ⁻¹ (m.s.)	0-5 cm	Piehl et al., 2018
Mexique	Sol de jardin	900 part. kg ⁻¹	0-20 cm	Huerta Lwanga et al. 2017
Australie	Zone industrielle	Jusqu'à 67 500 mg.kg ⁻¹	n.d.	Fuller et Gautam, 2016
Chine	n.d.	22,610 - 53 090 part. kg ⁻¹ (m.s)	n.d	Guo et al., 2020
Chine	Sol agricole (avec paillage plastique)	571 part. kg ⁻¹	0-10 cm	Zhou et al. 2020
Chine	Sol agricole (sans paillage plastique)	262 part. kg ⁻¹	0-10 cm	Zhou et al. 2020

Concernant le devenir des MNP dans les sols, si plusieurs auteurs nous renseignent de façon générale sur le devenir possible d'un MNP dans un sol (figure 6), il reste aujourd'hui difficile de prédire réellement le comportement des différentes typologies de MNP. Les informations disponibles nous indiquent ainsi que la migration des MP dans les sols est possible, que ce soit sur un plan horizontal ou sur un plan vertical. Ces migrations dans les sols sont influencées par plusieurs facteurs inhérents à la structuration du sol (*i.e.* composition géologique, agrégation du sol, présence de macropore, présence de fissures...), aux propriétés physico-chimiques (*i.e.* pH, taux d'humidité, capacité de rétention...) et à la composition biologique du sol (*i.e.* densité et diversité biologique), mais aussi à son utilisation (*i.e.* pratiques agricoles...). Concernant l'activité biologique, certains auteurs rapportent à la fois la possibilité d'un transport par les organismes représentatifs de la microfaune géophage ou non (acariens, nématodes, lombrics...) mais aussi des mouvements influencés par le système racinaire des plantes qui créent des voies préférentielles de migration (Gabet et al., 2003, Maaß et al., 2017 ; D. Zhu et al., 2018). La typologie et les propriétés (taille, hydrophobicité, porosité) des MNP joueraient également un rôle majeur dans l'interaction qu'ils peuvent avoir avec les composants physiques, chimiques et biologiques du sol (adhésion, adsorption, formation d'éco-corona) et par conséquent leur devenir dans ce compartiment.

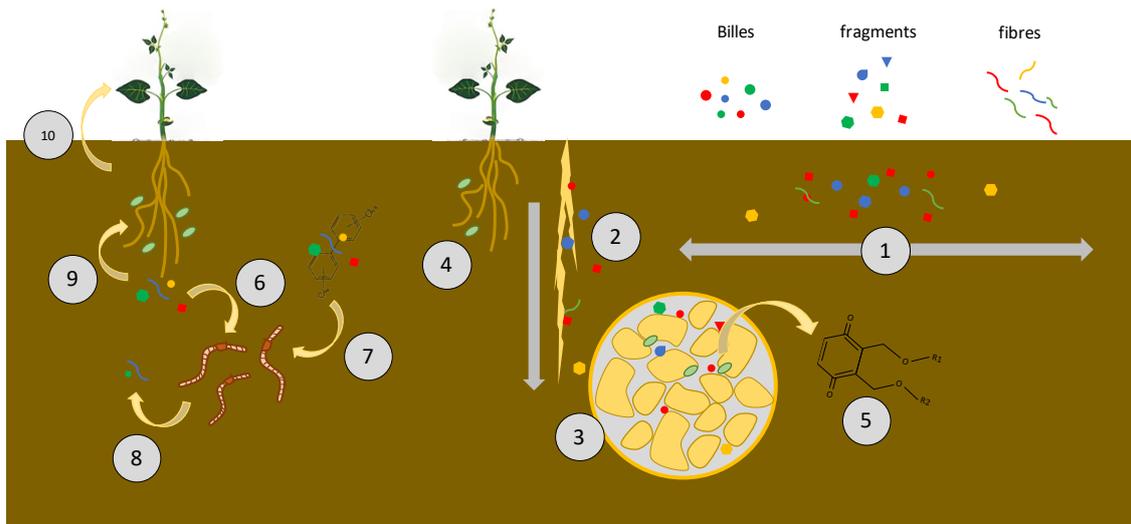


Figure 6 : Schéma du devenir possible des MP dans les sols

1/ migration horizontale principalement influencée par les phénomènes de ruissellement et les mouvements hydriques dans les sols, le management des sols agricoles (labours, récoltes), le transport médié par la micro/mésafaune ; 2/ migration verticale rapide due à la présence de fissures dans les sols et 3/ dépendante des propriétés physico-chimiques des MP (propriétés de surface notamment) et du sol (composition géologique, porosité, capacité de rétention...) ou 4/ médié par la formation de chemins préférentiels par les organismes de la micro/mésafaune du sol ou à travers l'élongation racinaire des plantes ; 5/ transformation et relargage potentiel des additifs fonctionnels en fonction des propriétés des MP (composition, âge, état de fragmentation...) et des propriétés physico-chimique et microbiologique du milieu ; 6/ ingestion potentielle par les organismes géophages (lombrics, nématodes, larves d'insectes...) ; 7/ interaction avec certains autres composés ou polluants présents et rôle de vecteur vis-à-vis des organismes du sol ; 8/ excrétion et transformation des MP ; 9/ transfert racinaire et accumulation racinaire ; 10/ translocation vers les parties aériennes des végétaux supérieurs.

S'agissant du vieillissement des MP dans les sols, à ce jour aucune information n'est disponible concernant son influence sur les propriétés du MP (modification de la taille, forme, propriétés de surface...) ou encore les processus qui interviennent dans le relargage possible des additifs présents ou l'adsorption d'éléments chimiques présents dans les sols.

On sait que dans les milieux aquatiques, le vieillissement et la dégradation des MNP sont susceptibles de libérer les additifs qu'ils contiennent (Teuten et al., 2009). Certains de ces additifs (e.g. bisphénol A, PCB, pesticides chlorés (Teuten et al., 2009), les phtalates (Sajiki and Yonekubo, 2003), ou les PBDE (Kwan et al., 2013)) sont avérés comme étant cancérigènes, mutagènes ou perturbateurs endocriniens (Lithner et al., 2011, 2009) et peuvent par conséquent être toxiques, même aux faibles doses. Il semble évident que des phénomènes similaires sont à considérer pour les sols. Ils sont très probablement influencés par les propriétés physico-chimiques et la forte activité biologique qu'il y a dans ces environnements.

A côté du relargage des additifs dans l'environnement, la présence de microplastiques et/ou nanoplastiques et leurs interactions avec le milieu peuvent potentiellement conduire au transport d'autres polluants à leur surface (Koelmans et al., 2013, Teuten et al. 2007). Ils sont qualifiés de « vecteurs de polluants » ou de « cheval de Troie » et peuvent changer le comportement d'autres substances chimiques dans le milieu, favorisant par exemple l'entrée dans les organismes de substances généralement moins biodisponibles. Ces phénomènes de vectorisation d'autres substances chimiques ont déjà été décrits pour le milieu aquatique (Gunaalan et al. 2020). Ainsi, certains auteurs rapportent que les polluants organiques qui sont hydrophobes auront tendance à flotter ou sédimenter quand ils entrent en contact avec les eaux de surface. Mais s'ils s'adsorbent sur les micro et nanoparticules de plastique, ils peuvent être transportés le long de la colonne d'eau, dans les sédiments ou être assimilés par les organismes, surtout s'ils sont complexés avec de la matière organique (Alimi et al., 2018).

Il est connu que les plastiques ont une affinité particulière avec les métaux traces comme le cadmium, le plomb, le brome, les oxydes de fer, le cuivre, le zinc, le cobalt, le nickel et l'arsenic (Davranche et al., 2019 ; Holmes et al., 2012 ; Massos and Turner, 2017 ; Baudrimont et al., 2019). Cette affinité pour les métaux serait indépendante du type de plastique (Rochman et al., 2014). Les plastiques ayant un caractère hydrophobe ont aussi la capacité d'adsorber les polluants organiques persistants (POP) tels que les PCB, les HAP, ou encore les pesticides organochlorés (Velzeboer et al., 2014, Rios et al., 2007 ; Fries and Zarfl, 2012 ; Lee et al., 2014 ; Alimi et al., 2018) (Figure 7).

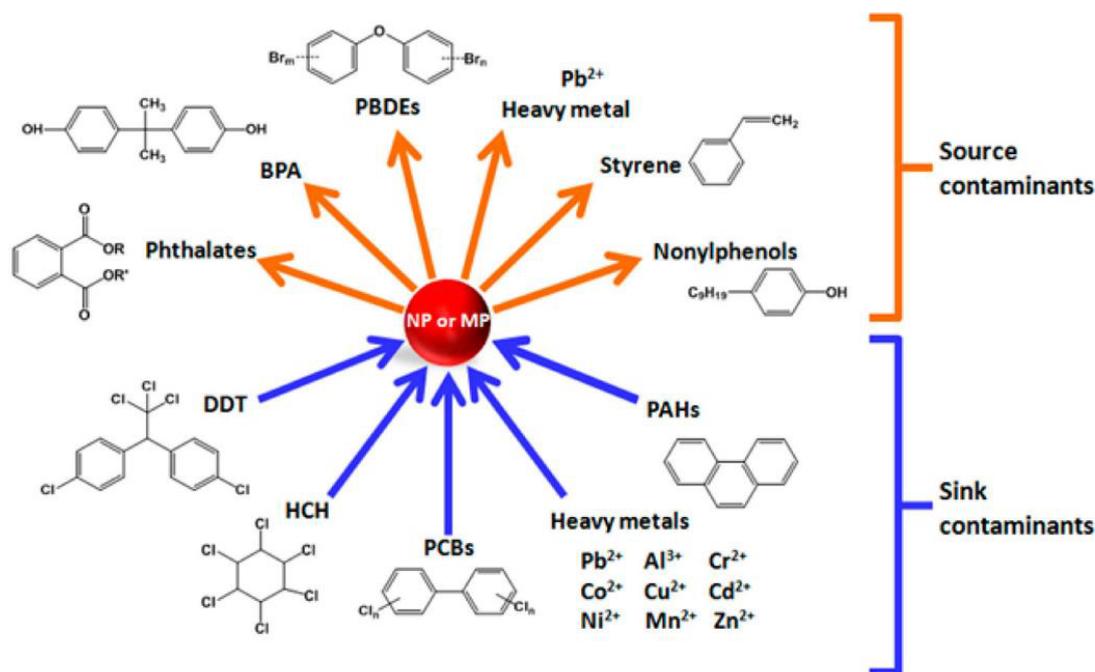


Figure 7 : Polluants pouvant être libérés ou s'adsorber sur les micro- et nanoplastiques (d'après Alimi et al., 2018)

La capacité d'adsorption des fragments plastiques peut être augmentée par l'action du vieillissement qu'ils subissent dans l'environnement et plus particulièrement l'augmentation de leur porosité qui contribue à augmenter la surface totale d'échange. Napper et al. (2015) ont ainsi montré que des microbilles de PE rugueuses adsorbaient plus de DDT et de phénanthrène que les billes lisses. C'est également le cas avec des pellets de PS vieillis ou du PVC vieilli qui adsorbent plus facilement et en plus grande quantité les métaux cationiques Cu^{2+} et Zn^{2+} (Holmes et al., 2012 ; Brennecke et al., 2016).

Si les connaissances pour les milieux aquatiques existent aujourd'hui, le comportement des microplastiques et des nanoplastiques sous ces aspects de relargage et d'adsorption de co-substances dans l'environnement restent à explorer pour les MNP au contact du compartiment sol.

Parmi les questions majeures, on peut mentionner :

- (i) la question de la taille des particules et de leur propriétés physico-chimiques (hydrophobicité, porosité,...) dans le phénomène de relargage des produits additifs et/ou l'adsorption des co-substances présentes dans les sols. Est-ce que le relargage et/ou l'adsorption de co-substances sont plus importants lorsque la taille des fragments plastiques diminue ? Est-ce que la porosité des fragments plastiques influence ces paramètres ? si oui, de quelle manière ?
- (ii) la question des conditions chimiques, biologiques et environnementales qui influent les processus de relargage des additifs ou d'adsorption en surface des co-polluants présents dans les sols.

Ces questions sont d'autant plus importantes pour les écosystèmes terrestres compte tenu de la variabilité et la complexité des conditions géochimiques des sols et de l'influence potentiellement importante des activités microbiennes et enzymatiques qui existent dans ces environnements. Enfin, la question de l'influence de la taille est centrale en termes d'exposition des organismes vivants dans le sol puisque, ce sont les plus petits fragments qui seront susceptibles d'être ingérés et d'interagir avec les systèmes biologiques.

5 Écotoxicité des MNP vis-à-vis des organismes du sol

Les travaux concernant l'écotoxicité des MNP sont peu nombreux et fortement hétérogènes en ce qui concerne les effets recherchés, le type de MNP étudié et leurs propriétés physico-chimiques (taille, forme, ...) ou encore les protocoles mis en œuvre pour ces études et, les conclusions apportées ne sont pas toujours concordantes. Les informations disponibles concernent majoritairement le polystyrène (PS) sous différentes tailles et formes, allant de billes du commerce submicroniques voir nanométriques (<100nm) à des billes de taille plus importante (>500 µm) ou plus rarement des pièces de MP ayant des formes irrégulières et générées au laboratoire. Dans une moindre mesure, on rapporte également de l'information sur les PET, PVC, PE (HD et BD).

5.1 Transfert et effets vis-à-vis des organismes de la micro/mésafaune

Concernant les organismes représentatifs de la micro/mésafaune du sol, les études disponibles et pertinentes renseignent à la fois sur la capacité des microplastiques à être ingérés et à s'accumuler chez certaines espèces, mais aussi sur leurs potentiels effets directs ou indirects.

A ce jour, quelques informations sur les gastéropodes, les collemboles, les lombrics, les enchytrées, les nématodes et les isopodes sont disponibles avec la plupart des études actuelles axées sur les lombriciens. Plusieurs types de microplastiques ont été testés (PE, PET, PS, PVC, PE-HD, PE-BD, mousses de PU, PBT, PA, PES, UF) variables en taille, forme et dans leur concentration. Les figures 8 et 9 donnent un aperçu des informations disponibles à ce jour tous MNP confondus.

Plus précisément, il a pu être montré que certains MP (i.e. PS) pouvaient adhérer à la surface externe d'organismes représentatifs des collemboles (*Lobella sokamensis*), entraver directement leur mobilité (Kim et An, 2019) et par conséquent influencer leur comportement. L'ingestion de MP (accidentelle ou par confusion avec de la nourriture) est couramment rapportée chez les lombricidés (Rodriguez-Seijo et al., 2017 ; Zhu et al., 2018 ; Huerta Lwanga et al., 2016 ; Jiang et al., 2020 ; Wang et al., 2019) et les gastéropodes (Song et al., 2019) entraînant dans certains cas une altération des tissus du système digestif, une modification de la réponse immunitaire et/ou des troubles du métabolisme (Rodriguez-Seijo et al., 2019 ; Wang et al. 2019 ; Lahive et al., 2019 ; Zhu et al., 2019). Zhu et al., (2018a et 2018b) et Ju et al., (2019) rapportent également que les MNP peuvent altérer de façon significative la structure du microbiote intestinal chez les enchytrées et chez les collemboles.

Bien qu'il ne soit pas possible de conclure sur l'influence de la taille des particules sur leur ingestion et leurs effets, il a été démontré que des fragments plastiques de différentes formes, à différentes concentrations et de différentes tailles allant de 100 nm à 2800 µm pouvaient être ingérés et dans certains cas excrétés par les annélides, les arthropodes et les mollusques terrestres. Parmi les annélides, il a été rapporté l'ingestion de fragments plastiques de compositions diverses (PE, PS, PP, MFR) chez *L. terrestris*, *E. andrei*, *E. fetida*, *E. crypticus* et *M. guillelmi* (Rillig et al., 2017 ; Jiang et al., 2020 ; Zhou et al., 2020 ; Kuehr et al., 2021 ; Lahive et al., 2022, Mörkhe et al. 2022).

Lahive et al. (2019) et Fueser et al. (2019) indiquent que l'ingestion des MP par les vers sera naturellement conditionnée par l'anatomie de l'organisme. Ainsi Lahive et al., (2019) rapportent chez les enchytrées une ingestion plus importante des particules de tailles inférieures à 90 µm et dans une moindre mesure les particules ayant une taille de l'ordre de 150 µm. Fueser et al., (2019) rapportent quant à eux que l'ingestion de microbilles de PS chez le nématode pouvait également dépendre du régime alimentaire des organismes. Ainsi, ils montrent que les nématodes bactériovores pouvaient ingérer des billes de PS ayant une taille jusqu'à 1 µm contrairement aux nématodes fongivores. En revanche, il a été montré que les billes de PS de taille plus importante (i.e. 6 µm) n'étaient pas ingérées par ces organismes. Il a été démontré que l'ingestion de MP par les organismes vivants pouvait entraîner des dommages mécaniques tel que l'obstruction des voies digestives et par conséquent une réduction de l'assimilation de la biomasse carbonée nécessaire à leur croissance. Ainsi, plusieurs auteurs rapportent une réduction de la croissance des organismes exposés aux MP. Cao et al., (2017) montrent que les MP (e.g. microbilles de PS) dans des concentrations de l'ordre de 1 à 2 % (m/m), inhibent de façon significative la croissance du ver *Eisenia fetida* après 28 jours d'exposition. Lei et al., (2018) quant à eux rapportent l'inhibition de la croissance et de la reproduction chez des nématodes exposés à des billes microniques et submicroniques de PS.

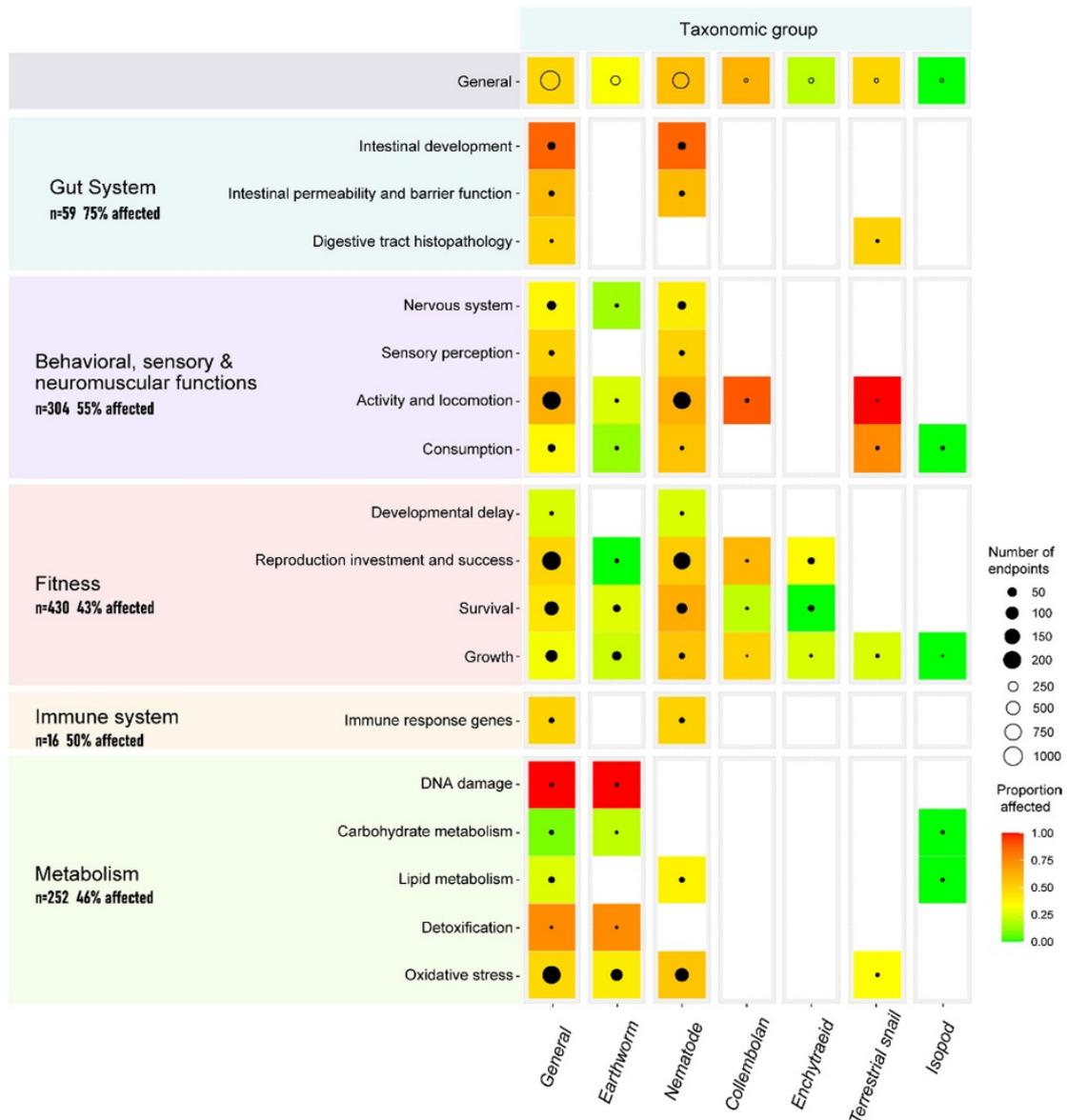


Figure 8: Effets écotoxicologiques des microplastiques observés sur différents taxons pour les invertébrés du sol. La taille du cercle indique le nombre de mesures réalisées et la couleur indique la proportion de paramètres affectés (c'est-à-dire pour lesquels des différences significatives ont été observées entre les organismes témoins non exposés et ceux exposés aux MNP) (d'après Ji et al., 2021)

aériennes de la plante. Dans cette étude, l'absorption et l'accumulation des micronutriments (e.g. Fe, Mn, Cu et Zn) étaient généralement réduites en présence de microplastiques.

Récemment, l'absorption de deux tailles de microbilles de PS fluorescentes (0,2 et 1,0 μm), puis leur distribution et leur migration chez la laitue (*Lactuca sativa*) ont été étudiées par Li et al. (2020) et ces auteurs apportent des preuves de l'adhésion, de l'absorption, de l'accumulation et de la translocation de microplastiques de taille inférieure au micromètre (0,2 μm) au sein de la plante. En particulier, ils ont rapporté que les microbilles de 0,2 μm étaient piégées au niveau extracellulaire dans le mucilage de la coiffe racinaire, puis traversaient l'espace intercellulaire *via* le système de transport apoplastique (i.e. système de transport de l'eau et des solutés par l'intermédiaire de interstices des parois cellulaires de plante) avant d'être en partie transférées des racines aux tiges et aux feuilles *via* le système vasculaire. D'autres auteurs rapportent la présence de MP de taille inférieure à 10 μm dans les fruits et légumes (Conti et al. 2020).

De la même façon que pour l'absorption et la translocation des MNP, il existe à ce jour peu de travaux portant sur les effets possibles vis-à-vis des végétaux supérieurs et les résultats obtenus à ce jour ne permettent pas d'avoir une vision précise sur le sujet. Au-delà des effets observés sur la germination des graines de cresson (Bosker et al. 2019), plusieurs auteurs suggèrent que les MP entraînent des effets sur la croissance des végétaux (germination, croissance racinaire, développement) tels que le blé (*Triticum aestivum*) (Qi et al., 2018), le ray grass (*Lolium perenne*) (Boots et al., 2019), la féverole (*Vicia faba*) (Jiang et al., 2019), le cresson (*Lepidium sativum*) (Bosker et al., 2019) ou encore l'oignon (*Allium fistulosum*) (de Souza Machado et al., 2019) dans des concentrations allant de <1 % à 2 % (m/m) de MP. De Souza Machado et al., (2019) ont étudié les effets de MP de composition différentes (PA, PES, HDPE, PP, PS, PET) et de formes différentes (fibres, billes, fragments irréguliers ; taille < 800 μm). Ils montrent que les MP entraînent des effets inhibiteurs sur la production de biomasse mais aussi des altérations de la composition du tissu végétal (taux hydrique, taux d'azote dans les feuilles, rapport C/N), la physiologie racinaire (élongation, diamètre, aire racinaire, ...) et les formations symbiotiques au niveau racinaire. Ils indiquent également que ces observations sont variables en fonction du type de MP considéré.

Pignatelli et al. (2021) ont étudié l'effet de plusieurs fragments de microplastiques (i.e. PP, PE, PVC, obtenus en laboratoire par broyage à l'azote liquide ; taille des fragments < 125 μm) et mettent en évidence que les microplastiques (le PVC notamment) peuvent induire un stress oxydatif et inhiber la croissance du cresson (*Lepidium sativum*). La toxicité plus élevée du PVC est également rapportée par Colzi et al. (2022). Ces auteurs ont étudié plusieurs microplastiques disponibles dans le commerce (i.e. PP, PE, PVC et PET ; taille des fragments 40-50 μm). Dans cette étude, tous les microplastiques ont entraîné une inhibition (avec un effet dose-dépendant) de la croissance des racines, des parties aériennes de la plante, de la teneur en chlorophylle et par conséquent de l'efficacité photosynthétique. Dans cette étude, le PVC a été identifié comme étant le matériau le plus toxique et le PE comme le matériau le moins toxique. Li et al. (2020) suggèrent que la taille des microplastiques pourrait avoir une importance vis-à-vis de leur phytotoxicité. Ils montrent en effet, chez la laitue, que la taille des microplastiques de PVC exerce une influence sur la phytotoxicité (morphologie racinaire, système antioxydant, photosynthèse). Les plus petits fragments étudiés (i.e. 100 nm) entraînent des effets plus importants que les fragments de plus grande taille (18 et 150 μm).

Ces résultats sont à pondérer avec ceux publiés par Judy et al., (2019) qui ne mettent pas en évidence d'effet sur la germination et la croissance du blé après exposition à différents types de MP (HDPE, PET et PVC) de taille allant de 0,3 mm à 2 mm et dans des concentrations allant jusqu'à 1% de MP (m/m) dans le sol. De la même façon, Lozano et al. (2021) ont étudié l'effet de différents MP disponibles dans le commerce (e.g. LDPE, PA, PC, PES, PET, PP, PS, PU) et ayant des formes variables (fibres, films, mousses et fragments) sur la croissance de la carotte sauvage (*Daucus carota*) à faibles concentrations (0,1 % à 0,4 % p/p) dans un sol naturel. Ils indiquent dans leur étude une augmentation de la biomasse végétale, quel que soit le MP testé.

Par ailleurs, l'exposition directe par les retombés de particules de MNP présentes dans l'air est également à considérer pour les végétaux supérieurs et les organismes qui en dépendent tels que les insectes pollinisateurs. Une étude rapporte en effet la présence de MP (principalement des fibres) dans le miel après avoir étudié 47 miels différents provenant de l'UE ou non. Les auteurs de cette étude suggèrent que l'origine serait entre autres la présence de particules de MNP au niveau des fleurs. Ces auteurs montrent en parallèle de ces observations la présence de MNP similaires (notamment des fibres) au niveau des fleurs de différentes espèces végétales. Ces MNP sont ensuite transportées par les abeilles dans les ruches et se retrouvent dans le miel (Liebezeit et Liebezeit, 2015).

5.3 Cas des micro- et nanoplastiques biosourcés et biodégradables

Concernant les effets connus pour l'environnement des plastiques biosourcés, les publications disponibles à ce sujet restent rares et la majorité des études réalisées se sont intéressées à l'acide polylactique (PLA) (Huerta-Lwanga et al., 2021). On constate que le PLA peut entraîner des effets vis-à-vis des végétaux (cytotoxicité, génotoxicité, inhibition de la germination et la croissance), des microorganismes (toxicité) et des invertébrés (inhibition de la croissance et de la reproduction) du sol.

Concernant les végétaux, Liu et al. (2023) rapportent les effets du PLA (fragments de 40 µm) sur la croissance racinaire et le développement du maïs (*Zea mays*). Ils indiquent que la présence de PLA dans des gammes de concentrations de 1 % à 10 % (m/m) pouvait entraîner de 30 à 70 % d'inhibition de la croissance des plantes. Ils rapportent également des altérations physiologiques et biochimiques à ces concentrations, avec notamment des diminutions au niveau du contenu en chlorophylles (a et b) et en caroténoïdes. En revanche ils ne montrent pas d'effet significatif pour des concentrations plus faibles (i.e. 0,1 % m/m). Song et al. (2023) rapportent également une inhibition importante de la biomasse du riz exposé au PLA à une concentration de 10 % (m/m). Des effets inhibiteurs sur la croissance sont également rapportés pour le ray-grass (*Lolium perenne*) (Boots et al., 2019), le sorgho (*Sorghum saccharatum*) et le cresson (*Lepidium sativum*) (Liwarska-Bizukojc et al., 2022).

Concernant les invertébrés du sol, Wang et al. (2022) indiquent que le vers de terre (*Eisenia fetida*) pouvait ingérer et dégrader en partie les particules de PLA ayant une taille comprise entre 50 et 125 µm et rapportent l'excrétion de particules submicronique et nanométrique dans le sol après 10 jours d'exposition. Zhao et al. (2023) quant à eux mettent en évidence des effets significatifs du PLA (taille comprise entre 0,8 et 1,0 mm) vis-à-vis de ce même organisme. Ils rapportent notamment une stimulation du système antioxydant et des altérations des tissus intestinaux. D'autre part, Liwarska-Bizukojc (2022) rapporte des modifications de comportement des vers de terre (*Eisenia andrei*) en présence de particules de PLA (2,5 à 3 mm de diamètre) qui se traduisent par une distribution différente dans le sol contaminé en PLA (plus en profondeur) en comparaison avec un sol non contaminé en particules de PLA. Shao et al. (2023) indiquent quant à eux que le PLA dans des concentrations de l'ordre du µg/L pouvait entraîner une réduction des capacités de reproduction des nématodes, des altérations du développement des gonades ainsi qu'une augmentation de l'apoptose des cellules germinales.

Au-delà des publications dédiées au PLA, il est possible de rassembler quelques informations au sujet d'autres plastiques biosourcés, mais les connaissances à ce jour restent très minces et les études disponibles difficilement comparables entre elles.

Les polymères issus de la cellulose, quelle que soit sa forme, sont également considérés comme étant biodégradables et non toxiques. Pourtant, depuis quelques années, certaines études rapportent des effets (éco)toxiques de ce polymère biosourcé et récemment, une étude prospective (2015-2025) d'évaluation du risque pour les écosystèmes aquatiques de la nanocellulose à l'échelle européenne a été menée (Stoudmann et al., 2019). Dans cette étude, les auteurs ont cherché à estimer par la modélisation les concentrations en nanocellulose que l'on pourrait retrouver dans les eaux de surface et ont comparé ces résultats aux valeurs sans effet pour l'environnement aquatique (PNECaqua) qu'il est possible de déterminer à ce jour. Sur la base de ces travaux, les résultats de cette étude montrent un risque limité pour l'environnement aquatique. Cependant, les auteurs indiquent clairement les nombreuses incertitudes de cette première étude, notamment le manque de données permettant d'estimer correctement la PNEC (valeur sans effet pour l'environnement) et par conséquent le risque. D'autre part, ce calcul de risque ne prend pas en compte les zones localisées (rejet de station d'épuration) ou les scénarios de type "rejets accidentels" dans lesquels les concentrations en nanocellulose pourraient être plus importantes que celles estimées ici. Ils suggèrent de poursuivre les recherches en ce qui concerne l'écotoxicité de ce type de substance en se focalisant plus particulièrement sur le compartiment sol pour lequel il n'y a aucune information disponible à ce jour.

Les nombreux intérêts des nanolignines, ainsi que la production croissante de lignine dans le monde (225 millions de tonnes d'ici 2030) en font un matériau en plein développement dont il semble important d'étudier les potentiels impacts sur la santé et l'environnement (Bajwa et al., 2019). Tout comme la cellulose, la lignine est considérée biocompatible et non cytotoxique (Zhang et al., 2021). Des recherches récentes ont pourtant mis en évidence que la lignine pouvait être toxique pour les embryons de poisson-zèbre (Stine et al., 2021), mais également qu'elle présente une certaine toxicité sur les cellules de rein (Singh et al., 2019) ou encore les microalgues d'eau douce (Rivière et al. 2021). Au-delà de ces études, il n'existe à ce jour aucune information sur la toxicité et l'écotoxicité de ce type de substances, malgré leur variété et leur utilisation croissante.

5.4 Relargage, accumulation et effets des substances additives dans les sols et chez les organismes du sol.

Si la question des effets induits par les additifs est déjà en partie renseignée pour les compartiments aquatiques (Hemebersier et al. 2017, Gunaalan et al. 2020, Barrick et al. 2021, Bridson et al. 2023, 2024), très peu de travaux ont été réalisés sur les organismes du sol. Les quelques études disponibles indiquent que les additifs présents dans les MNP peuvent être relargués dans l'environnement et au sein des organismes lorsque les MNP sont ingérés.

En effet, Ding et al. (2021), ont étudié la toxicité vis-à-vis des oligochètes du sol (*Enchytraeus crypticus*) de cinq types différents de MP (PA, PE, PP, PVC, PS ; diamètre 30 µm) et de leurs additifs après extraction à l'eau. Ils rapportent des effets au niveau de la croissance et de la survie des organismes ainsi que des modifications du microbiote intestinal. Ils concluent dans cette étude que les additifs extraits des MP ont fortement contribué à la toxicité observée.

Sheng et al. (2021) ont analysé le relargage de métaux lourds (Zn, Cd, Pb) dans les tissus des vers (*E. fetida*) qui avaient ingérés des microfragments de pneus de tailles différentes, allant de 2000 µm à <25 µm. Ils indiquent une augmentation de la concentration en métaux dans les tissus des organismes et montrent que plus la taille des particules est faible, plus le relargage dans les tissus des organismes est important. Cette observation est à mettre en relation avec une surface spécifique plus importante pour les petites particules et par conséquent une surface d'échange plus grande vis-à-vis des vers de terre pour une masse donnée. Dans cette étude, des effets au niveau du système antioxydant des organismes sont également rapportés en corrélation avec le relargage des métaux.

Enfin Bing et al. (2019) rapportent une accumulation importante d'hexabromocyclododécane (HBCDD) provenant de mousse de polystyrène expansé dans les tissus des vers (*Eisenia fetida* et *Metaphire guillelmi*). De la même façon que pour l'étude de Sheng et al. (2021), ces auteurs indiquent que l'augmentation des concentrations mesurées est à mettre en relation avec la diminution de la taille des particules. Ils indiquent également que l'accumulation de HBCDD chez le ver provient en partie de ce qui avait été relargué dans le sol, mais aussi d'un relargage au sein même de l'organisme, favorisé par l'action digestive du ver.

6 Synthèse et orientations futures

D'une façon générale, malgré les études récemment publiées concernant l'occurrence, le devenir et les effets des MP dans les sols, les connaissances sur le sujet restent parcellaires. En matière de caractérisation et de compréhension du devenir dans les sols il semble nécessaire :

- (1) D'avoir une meilleure connaissance de la contamination des sols, de la distribution et des types de MNP dans ce compartiment. Si certains auteurs ont tenté de quantifier la présence de MNP dans les sols, les informations disponibles permettent le plus souvent de n'avoir qu'une information quantitative (*i.e.* nombre de particules par masse de sol ou masse de particules par masse de sol) et ne rendent pas réellement compte de la typologie des MNP mesurées (*i.e.* quels sont les polymères prédominants ? quelle est la distribution en taille de MNP retrouvés ? ou encore quelle est la morphologie des MNP retrouvés ?). De la même façon, la migration des MNP dans les sols et leur répartition est à considérer. Par ailleurs, les connaissances concernant la contamination au niveau des sols français restent limitées.
- (2) D'améliorer et/ou développer de nouvelles méthodes analytiques, fiables et standardisées pour détecter et quantifier les MNP dans les sols ; La question est particulièrement importante dans le cadre des très petits fragments de plastiques (<1 µm), pour lesquels il est souvent difficile d'avoir une vision claire de l'état de contamination des sols.
- (3) D'acquérir des connaissances sur les interactions des MNP avec les différentes composantes du sol. Le comportement et le devenir des MNP dans les sols restent largement inconnus. La connaissance du devenir des MNP apparaît indispensable pour évaluer correctement les risques que pose cette pollution pour les écosystèmes terrestres. Il s'agit plus particulièrement d'acquérir de la connaissance sur (i) la dégradation des plastiques de façon intrinsèque et lorsqu'il se retrouve dans les sols et la toxicité résiduelle des additifs présents qui peuvent se libérer au cours et à la fin du processus de désintégration et de dégradation; (ii) les interactions possibles avec d'autres composés (*i.e.* insolubles notamment) présents dans les sols et la capacité des MNP à jouer un rôle de « vecteur »; (iii) l'action des propriétés physico-chimiques des sols et de son environnement sur le relargage des additifs fonctionnels contenus dans ces plastiques et de l'influence des propriétés du MNP sur ce relargage.

- (4) De disposer davantage de connaissances quant à l'impact de l'apport des MNP dans le cadre de l'épandage régulier des boues et des compostes sur les sols agricoles. Cette question devrait également faire l'objet d'une attention particulière, notamment dans la recherche des objets plastiques de très petite taille, inférieur à 10µm, voire submicronique.

En termes d'effets pour les écosystèmes terrestres, les travaux menés à ce jour sont limités et s'ils apportent des connaissances nouvelles, ils ne permettent pas pour autant d'avoir une compréhension claire des effets potentiels des MNP sur les écosystèmes terrestres. D'une part, les différences en termes de méthodologie adoptée pour caractériser le danger des MNP rendent la comparaison des résultats difficile ; d'autre part, il est important de mentionner que la majorité des études a porté sur des particules de PS, le plus souvent des microbilles calibrées issues du commerce. Or, le terme « microplastiques » renferme une multitude de typologies de particules plastiques qui varient tant en composition, qu'en taille et en forme ou encore par la présence d'additifs variés (retardateurs de flamme, colorants, stabilisants...). Les effets des petits fragments de plastique (<1µm) devraient faire l'objet d'une attention particulière compte tenu de leur biodisponibilité qui semble plus importante vis-à-vis des organismes de la micro/mésafaune du sol mais aussi compte tenu de leur potentiel transfert chez les végétaux supérieurs. D'autre part, plus la fragmentation des formes plastiques sera importante, plus la surface d'échange avec l'environnement sera grande. L'augmentation de la surface d'échange entraînera des répercussions sur : (i) les interactions avec les autres composés du sol (nutriments, substances...); (ii) les interactions avec les systèmes biologiques (adhésion, absorption, accumulation) ou encore (iii) sur le relargage des additifs dans l'environnement ou directement au sein des organismes. Il apparaît par conséquent urgent :

- (1) De disposer de méthodes fiables et standardisées pour l'étude de la bioaccumulation et de l'écotoxicité des MNP dans les sols. Cela concerne (i) la préparation des matrices à étudier en laboratoire, (ii) les protocoles d'exposition des organismes ; (iii) les techniques analytiques à mettre en œuvre pour la caractérisation des MNP au cours des essais, dans les sols et dans les organismes biologiques ;
- (2) De disposer d'informations concernant les effets des MNP ayant des formes, une distribution en taille et une composition cohérente avec les MNP plus couramment retrouvés dans les sols (*i.e.* PE notamment), dans des conditions réalistes d'exposition (*i.e.* prise en compte de l'action du vieillissement des sols, de l'apport *via* les boues de STEP fortement chargées en matière organique, ...);

La question des polymères biosourcés (biodégradables ou non) ou des plastiques biodégradables et/ou compostables (*i.e.* Acide polylactique (PLA), Poly-3-hydroxybutyrate (PHB), Polyamides, Polyéthylène biosourcé (bio-PE), Acétate de cellulose, plastiques biofragmentables, ...) devraient également faire l'objet d'une attention particulière compte tenu de la forte croissance du marché des « bioplastiques » depuis le début des années 2000 et compte tenu qu'ils tendent à se substituer aux polymères « historiques » issus des ressources fossiles. Dans ce contexte, la terminologie « biosourcée » ne devrait pas se substituer à une évaluation exhaustive de leurs propriétés (dégradation, effets...) pour évaluer de façon pertinente le risque pour l'environnement de ces composés.

- (3) De disposer davantage de connaissances sur l'accumulation et les effets des plus petits fragments de plastique (*e.g.* micronique et sub-micronique) ; La question du transport, de l'accumulation et des effets de ces très petits fragments de plastique reste largement sous étudiée à l'heure actuelle ;
- (4) De disposer d'avantage d'études de biodisponibilités et de translocation des MNP chez les végétaux supérieurs en considérant la plante entière et dans des conditions réalistes d'exposition ; L'influence de la rhizosphère (*i.e.* présence de bactéries, composées organiques et propriétés physico-chimiques spécifiques) sur le devenir des MNP devrait faire l'objet d'une attention particulière dans les études d'accumulation et de transfert ;
- (5) De disposer d'informations sur les effets long terme voir très long terme vis-à-vis des organismes représentatifs des sols (lombrics, collemboles, végétaux supérieurs...); Acquérir de la connaissance sur les mécanismes d'action toxique qui entrent en jeu en lien avec les propriétés physico-chimiques des MNP.
- (6) De disposer d'avantage d'informations sur la capacité des MNP à être vecteur d'autres substances polluantes présentes dans les sols et par conséquent à potentialiser l'exposition de certaines substances d'ordinaire non biodisponibles ou faiblement biodisponibles ;

- (7) De disposer d'études sur la façon dont les MNP affectent la microbiologie des sols (*i.e.* diversité et activité microbienne) et les fonctions des sols (*i.e.* fonction d'habitat, (bio)dégradation de la matière organique, rétention hydrique...).

Enfin, d'une façon générale, la question des additifs fonctionnels devrait également être étudiée compte tenu de leur ubiquité et leurs concentrations dans les plastiques que l'on retrouve sur le marché (de quelques % en masse à plusieurs dizaines de % en masse). Un exercice de cartographie des additifs couramment retrouvés dans les plastiques a été mené au niveau de l'ECHA et il recense plus de 400 composés différents. Ces additifs sont utilisés en tant qu'antioxydants, antistatiques, retardateurs de flamme, plastifiants, pigments, ou encore stabilisants thermiques. Parmi ces substances, on retrouve notamment des phtalates, des nonylphénols, des bisphénols ou encore les retardateurs de flamme bromés. Ces substances sont pour la majorité d'entre-elles des composés persistants et ayant un fort potentiel de bioaccumulation et pour certaines d'entre-elles sont possiblement des perturbateurs endocriniens. Si certains travaux sur le relargage possible de ces substances contenues dans les MP ont vu le jour pour le milieu aquatique (Hermabessiere et al. 2017), il n'existe à ce jour aucune information concernant le possible relargage de ces substances *via* les MNP présents dans les sols, leur accumulation possible dans la chaîne alimentaire et leurs effets vis-à-vis des organismes terrestres (notamment lorsqu'elles sont apportées par les MNP). Il apparaît également nécessaire de mieux comprendre l'influence des différents facteurs pouvant favoriser le relargage des additifs dans les sols ou les systèmes biologiques, que ce soit : les propriétés physico-chimiques du sol (composition, pH, activité microbienne, température, rétention d'eau...) ; les propriétés du polymère dans lequel est inclus l'additif et son état de fragmentation (taille, forme...) ; l'influence de la biotransformation par les organismes terrestres (*e.g.* relargage sous l'influence du système digestif au sein même de l'organisme) et de la biodégradation par les microorganismes.

7 Références

- Alimi, O.S., Farner Budarz, J., Hernandez, L.M., Tufenkji, N., 2018. Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. *Environ. Sci. Technol.* 52, 1704–1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>
- Bajwa, D.S., G. Pourhashem, A.H. Ullah, et S.G. Bajwa. 2019. « A Concise Review of Current Lignin Production, Applications, Products and Their Environmental Impact ». *Industrial Crops and Products* 139 (novembre): 111526. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.111526>.
- Bandmann V., J.D. Müller, T. Köhler, U. Homann. 2012. Uptake of fluorescent nano beads into BY2-cells involves clathrin-dependent and clathrin-independent endocytosis. *FEBS Lett.*, doi : 10.1016/j.febslet.2012.08.008
- Barrick, Andrew, Olivier Champeau, Amélie Chatel, Nicolas Manier, Grant Northcott, et Louis A. Tremblay. 2021. Plastic Additives: Challenges in Ecotox Hazard Assessment. *PeerJ*. <https://doi.org/10.7717/peerj.11300>.
- Baudrimont, M., Arini, A., Guégan, C., Venel, Z., Gigault, J., Pedrono, B., Prunier, J., Maurice, L., Ter Halle, A., Feurtet-Mazel, A., 2019. Ecotoxicity of polyethylene nanoplastics from the North Atlantic oceanic gyre on freshwater and marine organisms (microalgae and filter-feeding bivalves). *Environ. Sci. Pollut. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04668-3>
- Bing Li, Zhonghui Lan, Lei Wang, Hongwen Sun, Yiming Yao, Kai Zhang, Lusheng Zhu . 2019. The release and earthworm bioaccumulation of endogenous hexabromocyclododecanes (HBCDDs) from expanded polystyrene foam microparticles
- Boots B., C.W. Russell, D.S. Green. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. *Sci. Technol. Environ.* (2019), 10.1021/acs.est.9b03304
- Bosker T., L.J. Bouwman, N.R. Brun, P. Behrens, M.G. Vijver. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. *Chemosphere*, 226 (2019), pp. 774-781, 10.1016/j.chemosphere.2019.03.163
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., Canning-Clode, J., 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 178, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>
- Bridson James H., Hayden Masterton, Beatrix Theobald, Regis Risani, Fraser Doake, Jessica A. Wallbank, Stefan D.M. Maday, Gavin Lear, Robert Abbel, Dawn A. Smith, Joanne M. Kingsbury, Olga Pantos, Grant L. Northcott, Sally Gaw. (2024). Leaching and transformation of chemical additives from weathered plastic deployed in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 198, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115810>

- Bridson JH, Robert Abbel, Dawn A. Smith, Grant L. Northcott, Sally Gaw. 2023. Release of additives and non-intentionally added substances from microplastics under environmentally relevant conditions. *Environmental Advances* Volume 12, July 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100359>
- Büks, Frederick, et Martin Kaupenjohann. 2020. « Global Concentrations of Microplastics in Soils – a Review ». *SOIL* 6 (2): 649-62. <https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020>.
- Cao D., W. Xiao, X. Luo, G. Liu, H. Zheng Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci., 61 (2017), p. 12148 <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/61/1/012148/meta>
- Carpita N., D. Sabularse, D. Montezinos, D.P. Delmer. Determination of the pore size of cell walls of living plant cells. *Science*, 80 (1979), pp. 1144-1147
- Chah, Charakho N., Arnab Banerjee, Vinay Kumar Gadi, Sreedeeep Sekharan, et Vimal Katiyar. 2022. « A Systematic Review on Bioplastic-Soil Interaction: Exploring the Effects of Residual Bioplastics on the Soil Geoenvironment ». *Science of The Total Environment* 851 (décembre): 158311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158311>.
- Chamas, Ali, Hyunjin Moon, Jiajia Zheng, Yang Qiu, Tarnuma Tabassum, Jun Hee Jang, Mahdi Abu-Omar, Susannah L. Scott, et Sangwon Suh. 2020. « Degradation Rates of Plastics in the Environment ». *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 8 (9): 3494-3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>.
- Chek, Min Fey, Sun-Yong Kim, Tomoyuki Mori, Hasni Arsad, Mohammed Razip Samian, Kumar Sudesh, et Toshio Hakoshima. 2017. « Structure of Polyhydroxyalkanoate (PHA) Synthase PhaC from Chromobacterium Sp. USM2, Producing Biodegradable Plastics ». *Scientific Reports* 7 (1): 5312. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05509-4>.
- Colzi, I., Renna, L., Bianchi, E., Castellani, M. B., Coppi, A., Pignattelli, S., Loppi, S., & Gonnelli, C. (2022). Impact of microplastics on growth, photosynthesis and essential elements in Cucurbita pepo L. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 127238. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127238>
- Conti Gea Oliveri, Margherita Ferrante, Mohamed Banni, Claudia Favara, Ilenia Nicolosi, Antonio Cristaldi, Maria Fiore, Pietro Zuccarello. 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>.
- Corradini, F., Meza, P., Eguluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., Geissen, V., 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Sci. Total Environ.* 671, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>.
- Davranche, M., Veclin, C., Pierson-Wickmann, A.C., El Hadri, H., Grassl, B., Rowenczyk, L., Dia, A., Ter Halle, A., Blanco, F., Reynaud, S., Gigault, J., 2019. Are nanoplastics able to bind significant amount of metals? The lead example. *Environ. Pollut.* 249, 940–948. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.087>
- De Souza Machado A.A, C.W. Lau, J. Till, W. Kloas, A. Lehmann, R. Becker, M.C. Rillig. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. *Global Change Biol.*, 24 (2018), pp. 1405-1416, 10.1021/acs.est.8b02212
- De Souza Machado A.A., C.W. Lau, W. Kloas, J. Bergmann, J.B. Bachelier, E. Faltin, R. Becker, A.S. Görlich, M.C. Rillig. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environ. Sci. Technol.*, 53 (2019), pp. 6044-6052, 10.1021/acs.est.9b01339
- Ding L, Huang D, Ouyang Z, Guo X. 2022. The effects of microplastics on soil ecosystem: a review. *Curr Opin Environ Sci Health* 2022, 26, 100344.
- Ding J, Chenxu Liu, Qifang Chen, Zhaoyun Zhang, Jinglong Han, Aiping Liang, Dong Zhu, Hongtao Wang, Min Lv, Lingxin Chen. 2021. Extractable additives in microplastics: A hidden threat to soil fauna, *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118647>.
- Dris R., J. Gasperi, V. Rocher, M. Saad, N. Renault, B. Tassin Microplastic contamination in an urban area-a case study in greater Paris *Environ. Sci. Technol.*, 12 (2015), pp. 592-599, 10.1071/EN14167
- EC (2020). Biodegradability of plastics in the open environment. Scientific opinion n°10. Doi 10.2777/690248
- EC (2022) commission recommendation on the definition of nanomaterial. Available at: https://ec.europa.eu/environment/chemicals/nanotech/pdf/C_2022_3689_1_EN_ACT_part1_v6.pdf
- EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), 2016. Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal* 2016;14(6):4501, 30 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>
- Fries, E., Zarfl, C., 2012. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to low and high density polyethylene (PE). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19, 1296–1304. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0655-5>

- Fueser, H., Mueller, M.-T., Weiss, L., Höss, S., & Traunspurger, W. (2019). Ingestion of microplastics by nematodes depends on feeding strategy and buccal cavity size. *Environmental Pollution*, 255, 113227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113227>.scitotenv.2021.147784.
- Fuller S.G., A. Gautam. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environ. Sci. Technol.*, 50 (2016), pp. 5774-5780 <https://pubs.acs.org/ccindex.cn/doi/10.1021/acs.est.6b00816>
- Gabet E.J., O.J. Reichman, E.W. Seabloom. The effect of bioturbation on soil processes and sediment transport. *Ann. Rev. Earth Planet. Sci.*, 31 (2003), pp. 249-273, 10.1146/annurev.earth.31.100901.141314
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gigault, J., Ter Halle, A., Baudrimont, M., Pascal, P.Y., Gauffre, F., Phi, T.L., El Hadri, H., Grassl, B. and Reynaud, S. (2018) Current opinion: what is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235: 1030-1034.
- Gunaalan, K., Fabbri, E., Capolupo, M., 2020. The hidden threat of plastic leachates: a critical review on their impacts on aquatic organisms. *Water Res.* 184, 15.
- Gündoğdu, S., Çevik, C., Güzel, E., Kilercioğlu, S., 2018. Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations. *Environ. Monit. Assess.* 190, 626. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7010-y>.
- Guo J.J., Xian-Pei Huang, Lei Xiang, Yi-Ze Wang, Yan-Wen Li, Hui Li, Quan-Ying Cai, Ce-Hui Mo, Ming-Hung Wonga. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Env. Poll.*, 137 (2020) <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>
- Hartmann, Nanna B., Thorsten Hüffer, Richard C. Thompson, Martin Hassellöv, Anja Verschoor, Anders E. Daugaard, Sinja Rist, et al. 2019. « Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris ». *Environmental Science & Technology* 53 (3): 1039 47. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>.
- He, P., Chen, L., Shao, L., Zhang, H., Lü, F., 2019. Municipal solid waste (MSW) landfill: a source of microplastics?—evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Res.* 159, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060>.
- Hermabessiere L., Alexandre Dehaut, Ika Paul-Pont, Camille Lacroix, Ronan Jezequel, Philippe Soudant, Guillaume Duflos. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere*, 182 (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096>
- Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C., 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut.* 160, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>
- Horton A.A., A. Walton, D.J. Spurgeon, E. Lahive, C. Svendsen Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities *Sci. Total Environ.*, 586 (2017), pp. 127-141, 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190
- Huerta Lwanga E., H. Gertsen, H. Gooren, P. Peters, T. Sal Anki, D.P.M. Van, E. Besseling, A.A. Koelmans, V. Geissen. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, lumbricidae). *Environ. Sci. Technol.*, 50 (2016), pp. 2685-2691, 10.1021/acs.est.5b05478
- Huerta Lwanga E., J.M. Vega, V.K. Quej, J.D.L.A. Chi, L.S.D. Cid, C. Chi, G.E. Segura, H. Gertsen, T. Salánki, Martine van der Ploeg, A.A. Koelmans, V. Geissen. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain *Sci. Rep.*, 7 (2017), pp. 1-7, 10.1038/s41598-017-14588-2
- Huerta-Lwanga, Esperanza, Jorge Mendoza-Vega, Oriana Ribeiro, Henny Gertsen, Piet Peters, et Violette Geissen. 2021. « Is the Polylactic Acid Fiber in Green Compost a Risk for *Lumbricus terrestris* and *Triticum aestivum*? » *Polymers* 13 (5): 703. <https://doi.org/10.3390/polym13050703>.
- Ji, Zhengyu, Yin Huang, Yao Feng, Anders Johansen, Jianming Xue, Louis A. Tremblay, et Zhaojun Li. 2021. « Effects of Pristine Microplastics and Nanoplastics on Soil Invertebrates: A Systematic Review and Meta-Analysis of Available Data ». *Science of The Total Environment* 788 (septembre): 147784. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147784>.
- Jiang X., H. Chen, Y. Liao, Z. Ye, M. Li, G. Klobučar Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. *Environ. Pollut.*, 250 (2019), pp. 831-838, 10.1016/j.envpol.2019.04.055
- Jiang X., Yeqian Chang, Tong Zhang, Yu Qiao, Goran Klobucar, Mei Li. Toxicological effects of polystyrene microplastics on earthworm (*Eisenia fetida*). *env. Poll.* 259 (2020). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113896>
- Ju H., D. Zhu, M. Qiao. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. *Environ. Pollut.*, 247 (2019), pp. 890-897, 10.1016/j.envpol.2019.01.097

- Judy J.D., M. Williams, A. Gregg, D. Oliver, A. Kumar, R. Kookana, J.K. Kirby. Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota. *Environ. Pollut.*, 252 (2019), pp. 522- 31, 10.1016/j.envpol.2019.05.027
- Karamanlioglu, Mehlika, Richard Preziosi, et Geoffrey D. Robson. 2017. « Abiotic and Biotic Environmental Degradation of the Bioplastic Polymer Poly(Lactic Acid): A Review ». *Polymer Degradation and Stability* 137 (mars): 122-30. <https://doi.org/10.1016/j.polyimdegradstab.2017.01.009>.
- Kawecki, D., Nowack, B., 2019. Polymer-specific modeling of the environmental emissions of seven commodity plastics as macro- and microplastics. *Environmental Science & Technology* 53 (16), 9664–9676. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900>.
- Kim S.W., Y.J. An Soil microplastics inhibit the movement of springtail species *Environ. Intern.*, 126 (2019), pp. 699-706, 10.1016/j.envint.2019.02.067
- Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Janssen, C.R., 2016. Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environ. Sci. Technol.* 50, 3315–3326. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>
- Koelmans, A.A., Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., 2013. Plastic as a carrier of POPs to aquatic organisms: A model analysis. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7812–7820. <https://doi.org/10.1021/es401169n>
- Kole P.J, A.J. Löhr, F. Van Belleghem, A. Ragas Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 14 (10) (2017), p. 1265, 10.3390/ijerph14101265
- Kuehr, S., Esser, D. and Schlechtriem, C. 2022. Invertebrate Species for the Bioavailability and Accumulation Assessment of Manufactured Polymer-Based Nano- and Microplastics. *Environ Toxicol Chem*, 41: 961-974. <https://doi.org/10.1002/etc.5315>
- Kumar, Manish, Xinni Xiong, Mingjing He, Daniel C.W. Tsang, Juhi Gupta, Eakalak Khan, Stuart Harrad, Deyi Hou, Yong Sik Ok, et Nanthi S. Bolan. 2020. « Microplastics as Pollutants in Agricultural Soils ». *Environmental Pollution* 265 (octobre): 114980. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>.
- Kwan, C.S., Takada, H., Mizukawa, K., Torii, M., Koike, T., Yamashita, R., Rinawati, Saha, M., Santiago, E.C., 2013. PBDEs in leachates from municipal solid waste dumping sites in tropical Asian countries: phase distribution and debromination. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 4188–4204. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1365-3>
- Lahive E, Cross R, Saarloos AI, Horton AA, Svendsen C, Hufenus R, Mitrano DM. 2022 Earthworms ingest microplastic fibres and nanoplastics with effects on egestion rate and long-term retention. *Sci Total Environ.* doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151022.
- Lahive E., A. Walton, A.A. Horton, D.J. Spurgeon, C. Svendsen. Microplastic particles reduce reproduction in the terrestrial worm *Enchytraeus crypticus* in a soil exposure. *Environ. Pollut.* (2019), p. 113174, 10.1016/j.envpol.2019.113174
- Lahive, E., Walton, A., Horton, A. A., Spurgeon, D. J., & Svendsen, C. (2019). Microplastic particles reduce reproduction in the terrestrial worm *Enchytraeus crypticus* in a soil exposure. *Environmental Pollution*, 255, 113174. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113174>
- Lee, H., Shim, W.J., Kwon, J.H., 2014. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Sci. Total Environ.* 470–471, 1545–1552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.023>
- Lei Wang, Yawen Peng, Yali Xu, Junjie Zhang, Chunguang Liu, Xuejiao Tang, Yuan Lu, and Hongwen Sun. 2022. Earthworms' Degradable Bioplastic Diet of Polylactic Acid: Easy to Break Down and Slow to Excrete. *Environmental Science & Technology* 2022 56 (8), 5020-5028 DOI: 10.1021/acs.est.1c08066
- Lei, L., Liu, M., Song, Y., Lu, S., Hu, J., Cao, C., Xie, B., Shi, H., & He, D. (2018). Polystyrene (nano)microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Science: Nano*, 5(8), 2009-2020. <https://doi.org/10.1039/C8EN00412A>
- Li B, Lan Z, Wang L, Sun H, Yao Y, Zhang K, Zhu L. 2019. The release and earthworm bioaccumulation of endogenous hexabromocyclododecanes (HBCDDs) from expanded polystyrene foam microparticles. *Environ Pollut.* doi: 10.1016/j.envpol.2019.113163.
- Li, Z., Li, Q., Li, R., Zhao, Y., Geng, J., & Wang, G. (2020). Physiological responses of lettuce (*Lactuca sativa* L.) to microplastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(24), 30306-30314. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09349-0>
- Lian, J., Wu, J., Xiong, H., Zeb, A., Yang, T., Su, X., Su, L., & Liu, W. (2020). Impact of polystyrene nanoplastics (PSNPs) on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Hazardous Materials*, 385, 121620. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121620>
- Liebezeit, G., Liebezeit E., 2015. Origin of Synthetic Particles in Honeys. *Pol. J. Food Nutr. Sci.* (2015) 65, 2, 143–147. DOI: 10.1515/pjfn-2015-0025

- Lithner, D., Damberg, J., Dave, G., Larsson, Å., 2009. Leachates from plastic consumer products - Screening for toxicity with *Daphnia magna*. *Chemosphere* 74, 1195–1200. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.022>
- Lithner, D., Larsson, Å., Dave, G., 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.* 409, 3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Liu K., X.H. Wang, T. Fang, P. Xu, L.X. Zhu, D.J. Li Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Sci. Total Environ.*, 675 (2019), pp. 462-471, 10.1016/j.scitotenv.2019.04.110
- Liu R, Jiawen Liang J, Yinghui Yang Y, Han Jiang H, Xingjun Tian X. 2023. Effect of polylactic acid microplastics on soil properties, soil microbes and plant growth. *Chemosphere*, Volume 329, 2023, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138504>.
- Liwarska-Bizukojc, Ewa. 2022. « Application of a Small Scale-Terrestrial Model Ecosystem (STME) for Assessment of Ecotoxicity of Bio-Based Plastics ». *Science of The Total Environment* 828 (juillet): 154353. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154353>.
- Lozano, Y. M., Lehnert, T., Linck, L. T., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2021). Microplastic Shape, Polymer Type, and Concentration Affect Soil Properties and Plant Biomass. *Frontiers in Plant Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.616645>
- Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2017). Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution*, 225, 456-459. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.009>
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in us municipal wastewater treatment plant effluent. *Environ. Pollut.* 218, 1045–1054. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>.
- Massos, A., Turner, A., 2017. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. *Environ. Pollut.* 227, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.034>
- Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Loder, M.G.J., Primpke, S., Gerdt, G., 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane arraybased micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res.* 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>.
- Mitrano. 2019. « Nanoplastic Should Be Better Understood ». *Nature Nanotechnology* 14 (4): 299 299. <https://doi.org/10.1038/s41565-019-0437-7>.
- Möhrke, Anne Christel Franka, Arne Haegerbaeumer, Walter Traunspurger, et Sebastian Höss. 2022. « Underestimated and Ignored? The Impacts of Microplastic on Soil Invertebrates—Current Scientific Knowledge and Research Needs ». *Frontiers in Environmental Science* 10 (octobre): 975904. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.975904>.*
- Nanda, Sonil, Biswa R. Patra, Ravi Patel, Jamie Bakos, et Ajay K. Dalai. 2022. « Innovations in Applications and Prospects of Bioplastics and Biopolymers: A Review ». *Environmental Chemistry Letters* 20 (1): 379 95. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01334-4>.
- Napper, I.E., Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>
- NF EN 13432 (2000). Emballage - Exigences relatives aux emballages valorisables par compostage et biodégradation - Programme d'essai et critères d'évaluation de l'acceptation finale des emballages. 24p
- NF T 51-800 (2015). Plastiques - Spécifications pour les plastiques aptes au compostage domestique. 23p
- Ng, E.L., Lwanga, E.H., Eldridge, S.M., Johnston, P., Hu, H.W., Geissen, V. and Chen, D. (2018) An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 627: 1377-1388. Doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.341
- Nizzetto L., G. Bussi, M.N. Futter, D. Butterfield, P.G. Whitehead. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environ. Sci. Process. Imp.*, 18 (2016a), pp. 1050-1059, 10.1039/c6em00206d
- Nizzetto L., M. Futter, S. Langaas. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environ. Sci. Technol.*, 50 (2016b), pp. 10777-10779, 10.1021/acs.est.6b04140
- O'Connor D., S. Pan, Z. Shen, Y. Song, Y. Jin, W.M. Wu, D. Hou. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. *Environ. Pollut.*, 249 (2019), pp. 527-534, 10.1016/j.envpol.2019.03.092
- OECD (2021) Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres. OECD Publishing: Paris. Available at: <https://doi.org/10.1787/7ec7e5ef-en>.

- Palazot M, Froger C, Kedzierski M. Ademe, 2023. Projet Microsof: recherche de microplastiques dans 33 sols français. 32p.
- Piehl, S., Leibner, A., Löder, M.G.J., Dris, R., Bogner, C., Laforsch, C., 2018. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Sci. Rep.* 8 (1), 17950. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>.
- Pignattelli, S., Broccoli, A., Piccardo, M., Felling, S., Terlizzi, A., & Renzi, M. (2021). Short-term physiological and biometrical responses of *Lepidium sativum* seedlings exposed to PET-made microplastics and acid rain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111718. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111718>
- Polman, Emma M.N., Gert-Jan M. Gruter, John R. Parsons, et Albert Tietema. 2021. « Comparison of the Aerobic Biodegradation of Biopolymers and the Corresponding Bioplastics: A Review ». *Science of The Total Environment* 753 (janvier): 141953. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141953>.
- Qi Y.L., X.M. Yang, A.M. Pelaez, E. Huerta Lwanga, N. Beriot, H. Gertsen, P. Garbeva, V. Geissen. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Sci. Total Environ.*, 645 (2018), pp. 1048-1056, [10.1016/j.scitotenv.2018.07.229](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229)
- Ramos L., G. Berenstein, E.A. Hughes, A. Zalts, J.M. Montserrat Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. *Sci. Total Environ.*, 523 (2015), pp. 74-81, [10.1016/j.scitotenv.2015.03.142](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.142)
- Rillig M.C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environ. Sci. Technol.*, 46 (2012), pp. 6453-6454, [10.1021/es302011r](https://doi.org/10.1021/es302011r)
- Rillig M.C., R. Ingraffia, M. de Souza, A. Anderson. Microplastic incorporation into the soil in agroecosystems. *Front. Plant Sci.*, 8 (2017), [10.3389/fpls.2017.01805](https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805)
- Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 1230–1237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>
- Rivière Guillaume N, Florian Pion, Muhammad Farooq, Mika H. Sipponen, Hanna Koivula, Thangavelu Jayabalan, Pascal Pandard, Guy Marlair, Xun Liao, Stéphanie Baumberger, Monika Österberg. 2021. Toward waste valorization by converting bioethanol production residues into nanoparticles and nanocomposite films. *Sustainable Materials and Technologies*, 28, e00269. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2021.e00269>
- Rochman, C.M., Hentschel, B.T., The, S.J., 2014a. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: Implications for plastic debris in aquatic environments. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085433>
- Rodríguez-Seijo A., B. Santos, E.F. da Silva, A. Cachada, R. Pereira. Low-density polyethylene microplastics as a source and carriers of agrochemicals to soil and earthworms. *Environ. Chem.*, 16 (1) (2019), pp. 8-17, [10.1071/EN18162](https://doi.org/10.1071/EN18162)
- Rodríguez-Seijo A., J. Lourenço, T.A.P. Rocha-Santos, J. da Costa, A.C. Duarte, H. Vala, R. Pereira. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouche. *Environ. Pollut.*, 220 (2017), pp. 495-503, [10.1016/j.envpol.2016.09.092](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.092)
- Sajiki, J., Yonekubo, J., 2003. Leaching of bisphenol A (BPA) to seawater from polycarbonate plastic and its degradation by reactive oxygen species. *Chemosphere* 51, 55–62. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00789-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00789-0)
- SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies (2019). A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. SAPEA: Berlin. <https://doi.org/10.26356/microplastics>
- Sarkar, Dhruva Jyoti, Soma Das Sarkar, R. K. Manna, S. Samanta, et B. K. Das. 2020. « Microplastics Pollution: An Emerging Threat to Freshwater Aquatic Ecosystem of India ». *Journal of the Inland Fisheries Society of India* 52 (1): 005. <https://doi.org/10.47780/jifs.52.1.2020.106513>.
- Scheurer, M., Bigalke, M., 2018. Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environ. Sci. Technol.* 52 (6), 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>.
- Science for Environment Policy. 2023. « Nanoplastics: State of Knowledge and Environmental and Human Health Impacts ». *Future Brief* 27. European Commission. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/632649>.
- Shao H, Zhang P, Peng D, Huang W, Kong LA, Li C, Liu E, Peng H. Current advances in the identification of plant nematode diseases: From lab assays to in-field diagnostics. *Front Plant Sci.* 2023 Jan 24;14:1106784. doi: [10.3389/fpls.2023.1106784](https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1106784). PMID: 36760630; PMCID: PMC9902721.
- Sheng Y, Liu Y, Wang K, Cizdziel JV, Wu Y, Zhou Y. 2021. Ecotoxicological effects of micronized car tire wear particles and their heavy metals on the earthworm (*Eisenia fetida*) in soil, *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148613>.

- Singh, Anil Kumar, Pooja Yadav, Ram Naresh Bharagava, Ganesh Dattatraya Saratale, et Abhay Raj. 2019. « Biotransformation and Cytotoxicity Evaluation of Kraft Lignin Degraded by Ligninolytic *Serratia Liquefaciens* ». *Frontiers in Microbiology* 10 (novembre): 2364. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02364>.
- Song B, S.Y. Shang, F.M. Cai, Z.H. Liu, J. Fang, N. li, J.M. Adams, B.S. Razavi. 2023. Microbial resistance in rhizosphere hotspots under biodegradable and conventional microplastic amendment: community and functional sensitivity *Soil Biol. Biochem.*, 180 (2023), <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.108989>
- Song Y., C. Cao, R. Qiu, J. Hu, M. Liu, S. Lu, H.H. Shi, K.M. Raley-Susman, D. He. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure. *Environ. Pollut.*, 250 (2019), pp. 447-455, 10.1016/j.envpol.2019.04.066
- Steinmetz Z., C. Wollmann, M. Schaefer, M. Schaefer, C. Buchmann, J. David, J. Troger, K. Munoz, O. Foro, G.E. Schaumann Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Sci. Total Environ.*, 550 (2016), pp. 690-705, 10.1016/j.scitotenv.2016.01.153
- Stine, Jared S., Bryan J. Harper, Cathryn G. Conner, Orlin D. Velev, et Stacey L. Harper. 2021. « In Vivo Toxicity Assessment of Chitosan-Coated Lignin Nanoparticles in Embryonic Zebrafish (*Danio rerio*) ». *Nanomaterials* 11 (1): 111. <https://doi.org/10.3390/nano11010111>.
- Stoudmann, Natasha, Bernd Nowack, et Claudia Som. 2019. « Prospective Environmental Risk Assessment of Nanocellulose for Europe ». *Environmental Science: Nano* 6 (8): 2520 31. <https://doi.org/10.1039/C9EN00472F>.
- Teuten, E.L., Rowland, S.J., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2007. Potential for plastics. to transport hydrophobic contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 41 (22), 7759e7764.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Velzeboer, I., Kwadijk, C.J.A.F., Koelmans, A.A., 2014. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. *Environ. Sci. Technol.* 48, 4869–4876. <https://doi.org/10.1021/es405721v>
- Wang J., S. Coffin, C. Sun, D. Schlenk, J. Gan. Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm *Eisenia fetida* in soil. *Environ. Pollut.*, 249 (2019), pp. 776-784, 10.1016/j.envpol.2019.03.102
- Wang, J., Lv, S., Zhang, M., Chen, G., Zhu, T., Zhang, S., Teng, Y., Christie, P., Luo, Y., 2016. Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils. *Chemosphere* 151:171–177. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.076>.
- Wang, P., Lombi, E., Zhao, F.-J., Kopittke, P.M., 2016. Nanotechnology: a new opportunity in plant sciences. *Trends Plant Sci.* 21:699–712. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.04.005>.
- Webb, Hayden, Jaimys Arnott, Russell Crawford, et Elena Ivanova. 2012. « Plastic Degradation and Its Environmental Implications with Special Reference to Poly(Ethylene Terephthalate) ». *Polymers*. <https://doi.org/10.3390/polym5010001>.
- Weithmann N., J.N. Möller, M.G.J. Löder, S. Piehl, C. Laforsch, R. 2018. Freitag Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment *Sci. Adv.* doi: 10.1126/sciadv.aap8060
- Zhang G.S., Y.F. Liu The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China *Sci. Total Environ.* doi : 10.1016/j.scitotenv.2018.06.004
- Zhang, Zhao, Vincent Terrasson, et Erwann Guénin. 2021. Lignin Nanoparticles and Their Nanocomposites. *Nanomaterials*. <https://doi.org/10.3390/nano11051336>.
- Zhou B., Jiaqing Wang, Haibo Zhanga, Huahong Shi, Yufan Fei, Shunyin Huang, Yazhi Tong, Dishu Wen, Yongming Luo, Damià Barceló. 2020. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: Multiple sources other than plastic mulching film. *J. Haz. Mat.*, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121814>
- Zhu B.K., Y.M. Fang, D. Zhu, P. Christie, X. Ke, Y.G. Zhu. 2018a Exposure to nanoplastics disturbs the gut microbiome in the soil oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Environ. Pollut.* doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.017
- Zhu D., Q.L. Chen, X.L. An, X.R. Yang, P. Christie, X. Ke, L.H. Wu, Y.G. Zhu. 2018b Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biol. Biochem.*, doi: 10.1016/j.soilbio.2017.10.027
- Zhu F., C. Zhu, C. Wang, C. Gu. 2019 Occurrence and Ecological Impacts of Microplastics in Soil Systems: A Review. *B. Environ. Contam. Tox.*, 102 (6) (2019), pp. 741-749, 10.1007/s00128-019-02623-z

- Ziajahromi, S., Neale, P.A., Rintoul, L., Leusch, F.D., 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater- based microplastics. *Water Res.* 112, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>.
- Zimmermann, Lisa, Andrea Dombrowski, Carolin Völker, et Martin Wagner. 2020. « Are Bioplastics and Plant-Based Materials Safer than Conventional Plastics? *In Vitro* Toxicity and Chemical Composition ». *Environment International* 145 (décembre): 106066. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106066>.
- João Pinto da Costa, Astrid Avellan, Catherine Mouneyrac, Armando Duarte, Teresa Rocha-Santos. 2023. Plastic additives and microplastics as emerging contaminants: Mechanisms and analytical assessment, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116898>.
- Zubris, K.a.V, Richards, B.K., 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environ. Pollut.* 138 (2), 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>.

