



Government
of Canada

Gouvernement
du Canada

Canada

Évaluation scientifique de la pollution plastique

Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada

Octobre 2020

No de cat. : En14-424/2020F-PDF

ISBN 978-0-660-35898-7

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informatheque d'Environnement et Changement climatique Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à ec.enviroinfo.ec@canada.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et Changement climatique, 2020.

Also available in English

Table des matières

Liste des abréviations.....	5
Sommaire	7
1. Introduction	12
1.1 Portée.....	13
1.2 Terminologie	14
2. Composition, propriétés et utilisations	15
3. Sources des déchets de plastique et de la pollution plastique.....	20
3.1 Sources des déchets de plastique.....	20
3.2 Sources de la pollution plastique.....	21
3.2.1 Sources dans l'eau.....	22
3.2.2 Sources dans les sols.....	24
3.2.3 Sources dans l'air	25
4. Devenir dans l'environnement	25
4.1 Dégradation	27
4.1.1 Plastiques biodégradables, compostables, à base de biomasse ou oxo-dégradables	28
4.2 Devenir dans l'eau.....	29
4.2.1 Sédiments.....	30
4.2.2 Impact de l'encrassement biologique sur la distribution aquatique	31
4.3 Devenir dans le sol	31
4.4 Devenir dans l'air	32
5. Présence.....	34
5.1 Présence dans l'environnement	34
5.1.1 Présence dans le milieu aquatique	34
5.1.2 Présence dans le milieu terrestre	43
5.1.3 Présence dans l'air	45
5.2 Présence dans les aliments et l'eau potable.....	48
5.2.1 Présence dans les aliments	48
5.2.2 Présence dans l'eau potable	51
5.2.3 Traitement de l'eau potable	53
6. Effets sur la santé de l'environnement.....	54
6.1 Macroplastiques.....	54

6.1.1 Enchevêtrement.....	55
6.1.2 Ingestion.....	57
6.1.3 Intégrité de l'habitat et dispersion d'organismes par les radeaux de détritus.....	59
6.2 Microplastiques.....	60
6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion	60
6.2.2 Effets écotoxicologiques	63
6.2.3 Transfert trophique.....	69
6.2.4 Translocation.....	70
7. Répercussions sur la santé humaine.....	71
7.1 Macroplastiques.....	71
7.2 Microplastiques.....	71
7.2.1 Effets de l'exposition par voie orale	71
7.2.2 Effets d'une exposition par inhalation.....	74
7.2.3 Effets des biofilms.....	78
8. Transport de substances chimiques.....	81
9. Lacunes dans les connaissances et thèmes de recherches futures	84
9.1 Présence.....	84
9.2 Effets sur l'environnement	88
9.3 Effets sur la santé humaine.....	90
10. Conclusions	91
11. References	93
Annexe A : nouvelles données publiées ou reçues dans le cadre de la consultation publique	136
Annexe B : Autres présences de plastiques dans l'environnement à l'échelle mondiale	171
B-1. Rivages	171
B-2. Eaux de surface	172
B-3. Zone benthique	174
Annexe C : Autres renseignements sur la présence de microplastiques dans les aliments	176
Annexe D : Données supplémentaires sur les études écotoxicologiques	178
Annexe E : Données supplémentaires des études toxicologiques	209

Liste des abréviations

Abréviation	Définition
AAB	Adopt-a-Beach ^{MC}
ABS	Acrylonitrile-butadiène-styrène
ADN	Acide désoxyribonucléique
AKT	Protéine kinase B
ARG	Gène de résistance aux antibiotiques
ATP	Adénosine triphosphate
LLBA	Liquide de lavage bronchoalvéolaire
pc	Poids corporel
PSCP	Programme scientifique canadien sur les plastiques
CBD	Convention sur la diversité biologique
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CE ₁₀	Concentration entraînant un effet à 10 %
CE ₅₀	Concentration entraînant un effet à 50 %
CG/SM	Chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse
CL ₅₀	Concentration létale à 50 %
CMC	Carboxyméthylcellulose
CMEO	Concentration minimale avec effet observé
CSEO	Concentration sans effet observé
DAMM	Diamètre aérodynamique moyen en masse
DMEO	Dose minimale avec effet observé
DSEO	Dose sans effet observé
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
ECHA	Agence européenne des produits chimiques
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments
DRO	Dérivés réactifs de l'oxygène
ERK	Extracellular signal-regulated kinase
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
GNRC	Grand nettoyage des rivages canadiens
GESAMP	Groupe mixte d'experts chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin
GI	Gastrointestinal
GPx	Glutathione peroxydase
GR	Glutathione réductase
GSH	Glutathione
GST	Glutathione-S-transférase
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HAF	Heures après fertilisation
IR	Infrarouge
IRTF	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
μ-IRTF	Microspectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
IUCN	Union internationale pour la conservation de la nature
JG	Jour de gestation
LDH	Lactate déshydrogénase

MAPK	Protéine kinase activée par des agents mitogènes
MEB	Microscopie électronique à balayage
MEDITS	International Bottom Trawl in the Mediterranean
MEK	Mitogen-activated protein kinase kinase
MG	Moyenne géométrique
MP	Matière particulaire
MPSA	Microplastique en suspension dans l'air
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OMS	Organisation mondiale de la santé
PA	Polyamide
PAA	Poly(<i>N</i> -méthylacrylamide)
PAN	Polyacrylonitrile
PBDE	Polybromodiphényléthers
PBT	Poly(téréphthalate de butylène)
PC	Polycarbonate
BPC	Biphényle polychloré
PCRq	Réaction en chaîne de la polymérase quantitative
PE	Polyéthylène
PEBD	Polyéthylène de basse densité
PEHD	Polyéthylène de haute densité
PELBD	Polyéthylène linéaire basse densité
PET	Poly(téréphthalate d'éthylène)
ph	Poids humide
PLA	Poly(acide lactique)
POP	Polluant organique persistant
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
ps	Poids sec
PTFE	Poly(tétrafluoroéthylène)
PU	Polyuréthane
PMMA	Poly(méthacrylate de méthyle)
PVC	Poly(chlorure de vinyle)
SOD	Superoxyde dismutase
SD	Seuil de détection
TL ₅₀	Temps létal à 50 %
UE	Union européenne
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
UV	Ultraviolet

Sommaire

Les plastiques font partie des matériaux les plus utilisés dans les sociétés modernes dans le monde entier. Depuis les années 1950, la production et l'utilisation des plastiques ont cru plus que celle de tout autre matériau, principalement en raison de leur durabilité et de leur faible coût. Toutefois, la mauvaise gestion des déchets de plastiques a conduit à leur ubiquité dans tous les principaux milieux naturels. La pollution plastique est considérée être toute pollution par des plastiques rejetés, éliminés ou abandonnés dans l'environnement, en dehors d'un flux de déchets gérés. La pollution plastique a été observée sur les côtes, dans les eaux de surface, les sédiments, les eaux souterraines, les sols, l'air intérieur et extérieur, les aliments et l'eau potable. Au Canada, il est estimé qu'un pour cent des déchets de plastique pénètre dans l'environnement. En 2016, ceci représentait une pollution plastique de 29 000 tonnes. Les plastiques se dégradant très lentement et étant persistants dans l'environnement, la pollution par ces matières devrait continuer de croître avec le temps. On s'inquiète de plus en plus du fait que cette pollution plastique puisse avoir des effets nocifs sur la santé de l'environnement et des humains.

L'objectif du présent rapport est de faire un résumé de l'état actuel des connaissances scientifiques sur les impacts potentiels de la pollution plastique sur l'environnement et la santé humaine, ainsi que d'orienter de futures recherches et de contribuer à la prise de décision à ce sujet au Canada. Le présent rapport est un examen des renseignements disponibles sur la pollution plastique, dont ceux sur les sources des plastiques, les occurrences de la pollution plastique, le devenir des plastiques rejetés, ainsi que ceux sur les effets potentiels sur l'environnement et la santé humaine. Le présent rapport n'a pas pour objet de quantifier les risques posés à l'environnement ou à la santé humaine par la pollution plastique, mais plutôt d'examiner l'état actuel des connaissances scientifiques afin d'orienter de futures activités scientifiques et de réglementation.

Dans le contexte de l'environnement, les plastiques sont souvent classés en fonction de leur taille, les macroplastiques faisant plus de 5 mm et les microplastiques 5 mm ou moins. Des déchets de plastique peuvent être rejetés dans l'environnement sous forme de matériaux complets (p. ex., produits à usage unique ou à courte durée de vie jetés, comme les sacs ou les pailles en plastique), de grands morceaux (p. ex., fragments de produits en plastique) ou de microplastiques (p. ex., microfibres rejetées lors du lavage de vêtements ou microbilles rejetées dans les eaux usées). Des microplastiques peuvent aussi se former lors de la décomposition de plus grands articles en plastique dans l'environnement.

Bien que les plastiques puissent se dégrader, leur vitesse de dégradation est lente et peut dépendre de plusieurs facteurs comme la température et la lumière. Dans l'eau, la vitesse de dégradation dépend de la température, étant plus lente dans l'eau froide. Une moins grande exposition à la lumière solaire ralentit aussi la dégradation des plastiques. Bien que l'oxydation puisse accélérer la dégradation des plastiques dans les sols, cette vitesse de dégradation demeure faible. Bien que des plastiques biodégradables, compostables, à base de biomasse et oxo-dégradables soient de plus en plus utilisés en remplacement de plastiques classiques, il existe un manque de preuves significatives à l'effet qu'ils se dégraderont complètement dans des environnements naturels. Des études supplémentaires devraient

aider à la compréhension de leurs effets sur l'environnement, en particulier en comparaison de ceux dus aux plastiques classiques.

La pollution plastique provient de diverses sources et se retrouve dans des environnements aquatiques et terrestres, ainsi que dans l'air extérieur et intérieur. Par exemple, du plastique peut pénétrer dans l'environnement aquatique de différentes manières, détritus, déchets mal gérés, matériel de pêche abandonné, perdu ou jeté, ou peut être déposé dans l'environnement terrestre suite à des activités agricoles. De plus, les microplastiques éliminés des eaux usées se déposent dans les boues d'épuration et peuvent être rejetés sur les sols lors de l'épandage de biosolides. Il est également connu que le rejet de microfibres par les systèmes de traitement des eaux usées constitue une source de pollution par les microplastiques. Les produits disponibles pour les consommateurs qui sont rejetés dans l'environnement ou mal gérés peuvent aussi être une source de pollution plastique. Les sources de pollution de l'air intérieur par les microplastiques incluent la perte de fibres par les vêtements, l'ameublement, les tapis et des biens domestiques, alors que les microplastiques polluant l'air extérieur proviennent de diverses sources, dont l'usure des pneus des véhicules.

Au Canada tout comme au niveau international, les plastiques à usage unique représentent la plus grande partie des macroplastiques se retrouvant sur les rivages. Les détritus les plus communs ramassés sur les rivages canadiens incluent les mégots de cigarettes, les bouchons de bouteille, les sacs en plastique, les bouteilles en plastique et les pailles. Des particules de microplastiques, telles que des fragments et des granules se retrouvent aussi sur les rivages, où ils s'accumulent dans la matière organique le long de la ligne de rivage. Généralement, une pollution plastique plus importante a été observée dans les zones de haute activité humaine ou industrielle, en particulier dans celles des Grands Lacs.

Des particules de microplastiques sont aussi présentes dans les eaux de surface douces et marines. À l'échelle mondiale, les microfibres constituent un des types les plus communs de microplastiques présent dans l'eau. Toutefois, il est reconnu qu'il existe un manque de méthodes standardisées de haute qualité pour l'échantillonnage des plastiques, en particulier pour la mesure, le dosage et la caractérisation des microplastiques.

Des microplastiques sont aussi présents dans les sédiments et les sols. Grâce à divers mécanismes comme la formation de biofilms, des couches de microorganismes se formant à la surface, les microplastiques présents dans les eaux de surface peuvent ensuite se déposer, conduisant à une accumulation dans les sédiments dans des milieux d'eau douce ou marine. Les sols devraient aussi agir comme un puits important pour les particules de plastique, les microplastiques demeurant souvent longtemps dans les sols en raison de facteurs tels que le transport vertical qui les entraîne vers le fond et ralentit leur dégradation. Actuellement, il n'existe que des preuves limitées de la présence de microplastiques dans les eaux souterraines, bien que l'hypothèse d'une migration des microplastiques du sol vers les eaux souterraines ait été faite.

Il est aussi anticipé que l'air soit une importante voie de transport des microplastiques. Des microplastiques ont été détectés dans l'air intérieur et dans l'air extérieur. Bien qu'il n'existe pas de

données canadiennes sur la présence de microplastiques dans l'air, des données limitées obtenues dans d'autres pays montrent que les concentrations peuvent être plus élevées dans l'air intérieur que dans l'air extérieur. À l'intérieur, des microplastiques ont aussi été détectés dans de la poussière domestique.

Les données actuelles sur la présence de microplastiques dans des aliments sont limitées. La plupart des renseignements disponibles portent sur les microplastiques détectés dans les poissons et fruits de mer, plus particulièrement les poissons et les mollusques des milieux marins. Dans les poissons, des microplastiques ont été détectés dans les tissus musculaires et le tractus gastro-intestinal, principalement sous forme de fragments et de fibres. Des microplastiques ont aussi été décelés dans des moules, des myes, des huîtres, des pétoncles et des escargots, ainsi que dans un très petit nombre d'autres aliments comme le sel.

À l'échelle internationale, un nombre limité d'études a été réalisé sur la présence de microplastiques dans l'eau du robinet et l'eau embouteillée. Parmi ces études, peu sont considérées comme fiables en raison de préoccupations ayant trait aux mesures d'assurance de la qualité. Bien que les études disponibles indiquent que des microplastiques ont été détectés dans des échantillons d'eau embouteillée achetée à l'extérieur du Canada, les concentrations mesurées ne sont pas fonction du type de bouteille (en plastique, en verre ou en carton) et varient en fonction des conditions d'utilisation (bouteille à usage unique ou à usage multiple). Les sources des microplastiques dans l'eau embouteillée ne sont toujours pas connues et des recherches supplémentaires sont nécessaires. Dans le cas de l'eau du robinet, des microplastiques n'ont été détectés que lors de certaines études. Il est prévu que le traitement de l'eau potable éliminera une grande partie de particules de microplastiques.

Il a été montré que la pollution plastique a des effets sur les organismes et leurs habitats et que des macroplastiques causent des dommages physiques aux récepteurs de l'environnement au niveau individuel et peuvent avoir des effets nocifs sur l'intégrité de l'habitat. Les dommages physiques aux biotes sont souvent le résultat d'un enchevêtrement ou d'une ingestion. L'enchevêtrement peut conduire à la suffocation, la strangulation ou l'étouffement, et une grande partie des événements d'enchevêtrement rapportés a mené à des blessures directes ou à la mort. L'ingestion de microplastiques peut entraîner des blessures physiques directes, car elle peut conduire à une obstruction des voies respiratoires ou de l'appareil digestif, conduisant à la suffocation ou à la famine. Une pollution plastique croissante des plans d'eau peut aussi avoir des effets nocifs sur la fonction de l'écosystème, la biodiversité et l'intégrité de l'habitat. Les plastiques peuvent agir comme milieux de transport pour des organismes, des microorganismes ou de la matière organique, et altérer la dynamique des écosystèmes.

Les effets des microplastiques observés sur le biote sont principalement régis par des effets physiques. Des observations contradictoires, pour un même paramètre et pour une même espèce, ont été rapportées lors d'études publiées sur les effets écotoxicologiques des microplastiques. Le problème posé par ces résultats contradictoires pourrait être résolu par l'établissement et l'utilisation d'approches standardisées pour tester les effets des microplastiques sur les organismes de l'environnement, en utilisant des méthodes d'essai pertinentes pour l'environnement et en acquérant une compréhension de l'impact de la forme, de la taille et de la composition chimique sur les effets écotoxicologiques.

Les humains peuvent être exposés à des microplastiques en ingérant des aliments, de l'eau embouteillée et de l'eau du robinet, ainsi qu'en inhalant de l'air intérieur ou extérieur. Toutefois, les renseignements sur les effets de ces microplastiques sur la santé humaine sont limités, et des recherches supplémentaires sont requises pour mieux déterminer les tissus cibles, les doses seuils et les modes d'action. Certaines associations ont été rapportées entre des expositions à des concentrations élevées de microplastiques et des effets nocifs sur la santé chez des animaux de laboratoire et des humains, mais ces effets sur la santé ne peuvent pas être liés à l'exposition de la population générale. Les études sur l'exposition par inhalation en milieu de travail ont mis en évidence des associations entre le travail dans les secteurs liés aux microplastiques et une incidence accrue de divers symptômes et maladies respiratoires. Des résultats contradictoires ont été observés dans le cas des cancers des appareils respiratoire et digestif.

Les effets observés lors d'études avec des animaux sont principalement associés aux tissus par lesquels les particules pénètrent dans le corps (p. ex., effets sur l'appareil digestif après une exposition par voie orale et sur l'appareil respiratoire après une exposition par inhalation). Les effets à la suite d'une exposition par voie orale comprennent l'inflammation du foie, le stress oxydatif, des modifications du métabolisme et une altération du microbiote du tractus gastro-intestinal. Le déplacement d'une petite fraction des particules de microplastique vers des tissus lymphatiques a aussi été observé. Bien qu'aucune inquiétude pour la santé humaine n'ait encore été rapportée dans la littérature scientifique, il n'existe pas assez de données pour permettre une évaluation rigoureuse du potentiel de risque pour la santé humaine posé par l'ingestion de microplastiques.

Les effets sur les voies respiratoires sont probablement liés aux effets physiques des microplastiques en tant que matière particulaire. Ces effets comprennent le stress oxydatif, une cytotoxicité, l'inflammation et le développement de granulomes à corps étrangers. Le déplacement d'une petite fraction des particules de microplastique vers les tissus lymphatiques et systémiques a aussi été observé lors d'études d'exposition par inhalation. Aucune relation dose-réponse n'a été observée pour la mortalité, la durée de survie, le comportement, les observations cliniques ou la fréquence de tumeurs après l'exposition par inhalation.

En plus des effets physiques, il existe des préoccupations liées au fait que les plastiques puissent servir de véhicule pour d'autres composés chimiques. Les plastiques pouvant contenir des monomères libres et des additifs chimiques et sorber des polluants organiques persistants de l'environnement, il est possible que ces substances puissent être transportées vers des organismes ou des humains où elles pourraient être libérées. L'ampleur d'une telle libération devrait dépendre d'une variété de facteurs comme les propriétés de l'environnement récepteur, des particules de plastique et du composé chimique lié. La littérature scientifique actuelle suggère que le transport de composés chimiques sur des plastiques est possible, mais que l'effet sur le biote est probablement limité. Des examens récents faits au niveau international indiquent qu'il est probable que l'exposition des humains aux composés chimiques due à l'ingestion de microplastiques présents dans des aliments ou l'eau potable est peu préoccupante (EFSA 2016, FAO 2017, OMS 2019). Bon nombre des composés chimiques observés liés aux particules de plastique ont fait l'objet d'évaluations dans le cadre de divers programmes d'Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada.

Les plastiques peuvent aussi servir d'habitat à des microorganismes, y compris des agents potentiellement pathogènes, par formation de biofilms. Il n'y a actuellement aucune indication à l'effet que les biofilms associés aux microplastiques auraient des effets sur la santé humaine. De plus, en dépit de données très limitées, il est prévu que le traitement de l'eau potable inactivierait les microorganismes associés aux biofilms.

Afin de mieux comprendre les effets de la pollution plastique sur l'environnement et la santé humaine, il est recommandé que des recherches soient réalisées dans les domaines suivants afin de combler les lacunes de connaissances clés relevées dans le présent rapport.

- Mise au point de méthodes normalisées pour l'échantillonnage, le dosage, la caractérisation et l'évaluation des effets des macroplastiques et des microplastiques.
- Compréhension plus poussée de l'exposition des humains aux microplastiques.
- Compréhension plus poussée des effets écotoxicologiques des microplastiques.
- Compréhension plus poussée des effets des microplastiques sur la santé humaine.
- Déploiement d'efforts de surveillance constants et leur intensification afin d'inclure des milieux naturels mal caractérisés comme les sols.

Étant donné la pollution plastique croissante dans l'environnement et la capacité prouvée d'effets nocifs des macroplastiques sur le biote, il est prévu que, sans mesures d'atténuation, la fréquence d'occurrence d'effets physiques sur des récepteurs individuels de l'environnement continuera de croître si la tendance se maintient.

En vertu du principe de précaution, des mesures sont nécessaires pour réduire les quantités de macroplastiques et de microplastiques qui se retrouvent dans l'environnement.

1. Introduction

Les plastiques font partie de la vie quotidienne des Canadiens et des populations à travers le monde. Les plastiques coûtent peu, sont durables et peuvent être utilisés pour une variété d'applications (CCME 2018). Pour ces raisons, la production mondiale de matières plastiques n'a cessé d'augmenter au cours des dernières décennies, à une vitesse supérieure à celles d'autres matériaux (Geyer et coll. 2017; CCME 2018). Au Canada, les ventes totales de plastiques ont été estimées à 35 milliards de dollars en 2017, et environ 4667 kt ont été mis sur le marché en 2016 au Canada (ECCC 2019a). Les plastiques sont utilisés par divers secteurs industriels, et la demande pour des produits en plastique ne cesse de croître.

Des 4667 kt de plastiques mises sur le marché canadien en 2016, il a été estimé que 3268 kt ont été rejetées sous forme de déchets (ECCC 2019a). De cette quantité de déchets, il a été estimé que 29 kt (soit 1 %) ont été rejetées en 2016 en dehors des circuits normaux de déchets (c.-à-d. ni enfouies, ni recyclées, ni incinérées), sous forme de rejets directs dans l'environnement, de dépôts de déchets ou de fuites. Des 99 % restant, il a été estimé que 9 % ont été recyclés, 86 % enfouis et 4 % incinérés à des fins de récupération d'énergie (ECCC 2019a).

Dans un contexte mondial, Geyer et coll. (2017) ont estimé que seulement 30 % (2 500 000 kt) de tous les plastiques produits depuis le début sont encore utilisés. Ceci signifie qu'au total 6 300 000 kt de déchets de plastique ont été produits entre 1950 et 2015 à l'échelle mondiale. Tel qu'il est illustré à la figure 1, si la production de plastiques continue au rythme actuel, leur accumulation continuera de s'accélérer. À l'échelle mondiale, il est estimé que, d'ici 2050, 12 000 000 kt de plastiques auront été rejetées dans des sites d'enfouissement ou dans l'environnement (Geyer et coll. 2017).

En raison de l'inquiétude croissante du public et des scientifiques au sujet de l'ubiquité de la pollution plastique, les médias à travers le monde ont porté une attention grandissante aux impacts potentiels de cette pollution sur la santé humaine et l'environnement (CCME 2018; ECCC 2019b; SAPEA 2019). Le gouvernement du Canada a mis sur pied le Programme scientifique canadien sur les plastiques (PSCP), qui a pour objectif d'orienter les investissements en recherche, actuels et futurs, vers certaines disciplines (ECCC 2019b). Dans le cadre de ce programme, plusieurs priorités de recherche clés ont été identifiées, dont la détection des plastiques dans l'environnement, la compréhension et l'atténuation des impacts potentiels sur la faune, la santé humaine et l'environnement, la conception des plastiques et de matériaux de remplacement, la production durable de plastiques, le recyclage et la récupération.

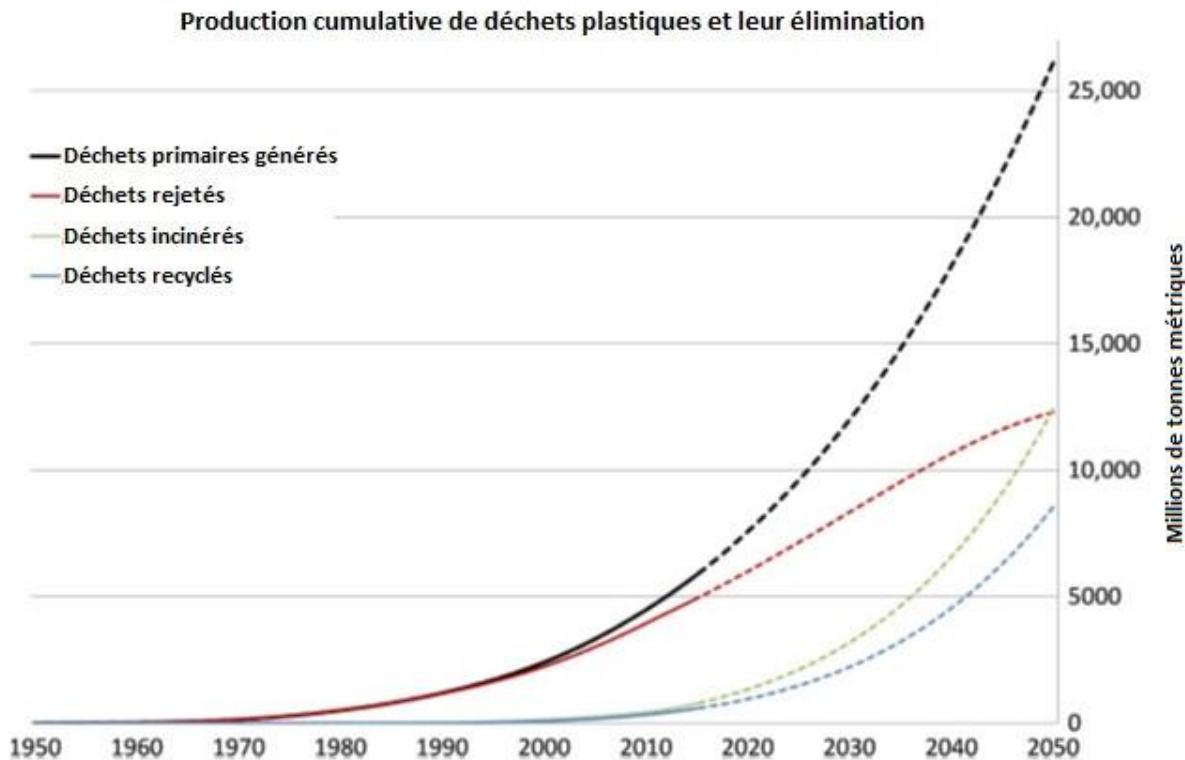


Figure 1 : Production mondiale cumulative de déchets plastiques et leur élimination. Les lignes continues indiquent les données historiques de 1950 à 2015, et les lignes pointillées indiquent les projections historiques jusqu'en 2050 (tiré de la figure 3 de Geyer et coll. (2017) avec leur permission)

Description longue : cette figure illustre la tendance en ce qui concerne la production cumulative de déchets plastiques à l'échelle mondiale et leur élimination. Des courbes de tendance à la hausse sont indiquées pour les déchets primaires générés, les déchets rejetés, les déchets incinérés et les déchets recyclés (tiré de la figure 3 de Geyer et coll. (2017) avec leur permission).

1.1 Portée

Dans le présent rapport, nous résumons l'état actuel des connaissances scientifiques sur les impacts potentiels de la pollution plastique sur l'environnement et la santé humaine, et donnons un éclairage pour la recherche future et la prise de décisions sur la pollution plastique au Canada. Aux fins du présent rapport, la pollution plastique a été divisée en deux principaux types : celle des macroplastiques (plastiques de plus de 5 mm) et celle des microplastiques (plastiques de 5 mm ou moins). Nous y discutons des sources de cette pollution, de sa présence et de son devenir dans l'environnement, ainsi que de ses impacts potentiels sur la santé humaine et l'environnement. Dans l'ébauche de l'évaluation scientifique publiée en janvier 2020, des renseignements identifiés jusqu'en juin 2019 avaient été pris en compte, en plus du rapport d'août 2019 de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) sur les

microplastiques dans l'eau potable et du rapport d'octobre 2019 d'Ocean Wise sur les microfibres (Vassilenko et coll. 2019). Pour la finalisation de la présente évaluation scientifique, nous avons examiné les renseignements publiés jusqu'en mars 2020 (voir l'annexe A et la section 5.1.1 pour les nouveaux renseignements pertinents), en plus de tenir compte de commentaires soumis lors de la consultation publique.

Le présent rapport est un examen de l'état actuel des connaissances scientifiques sur la pollution plastique. Il n'a pas pour objet de se substituer à une évaluation des risques associés aux substances chimiques, et il est similaire à l'approche suivie pour le Résumé scientifique concernant les microbilles (ECCC 2015). Typiquement, une évaluation des risques associés aux substances chimiques sert à évaluer le potentiel de risque à l'environnement et à la santé humaine posé par une substance. Toutefois, en raison de lacunes importantes dans les données actuelles, dont un manque de méthodes standardisées pour la surveillance des microplastiques et la caractérisation des effets sur l'environnement et la santé humaine de la pollution plastique, et d'incohérences dans la littérature scientifique sur son occurrence et ses effets (Gouin et coll. 2019), il est impossible de faire une évaluation quantitative des risques. En fait, les cadres d'évaluation des risques potentiels associés à la pollution plastique sont en cours de développement (p. ex., voir Gouin et coll. (2019) pour une discussion sur le développement d'un cadre d'évaluation des risques environnementaux pour les microplastiques).

Étant axé sur la pollution plastique, le présent rapport est donc limité à un examen de la présence des macroplastiques et des microplastiques due au rejet de déchets plastiques dans l'environnement. Les sources non environnementales n'y sont pas traitées (p. ex., exposition directe due à des produits disponibles pour les consommateurs ou à des produits personnels¹). De plus, ni l'économie des pratiques de gestion des déchets ni l'efficacité des circuits de gestion des déchets (p. ex., recyclage) n'y sont abordées.

1.2 Terminologie

Dans le présent rapport, nous discutons de la pollution plastique dans un contexte environnemental. Dans un tel contexte, les plastiques sont souvent classés en fonction de leur taille. À l'origine, le terme microplastique a été utilisé pour différencier les substances qui ne pouvaient être visualisées qu'au moyen d'un microscope et les substances macroscopiques plus grandes (ECCC 2015). Toutefois, il n'existe pas de définition unique d'un microplastique. Aux fins du présent rapport, les particules de 5 mm ou moins sont appelées microplastiques et celles de plus de 5 mm macroplastiques. Les microplastiques peuvent de plus être divisés en microplastiques primaires et microplastiques secondaires. Les microplastiques primaires sont des particules plastiques produites intentionnellement (granules, poudres et billes) afin d'être utilisées directement ou de servir de précurseurs pour la

¹ Les produits personnels sont des produits pouvant être achetés sans prescription d'un médecin. Ils sont classés dans une des trois grandes catégories suivantes : cosmétiques, produits de santé naturels et drogues sans ordonnance.

production de plastiques ou de produits contenant du plastique. Les microplastiques primaires sont largement utilisés comme abrasifs pour une variété d'applications (PNUE 2016). Les microplastiques secondaires ne sont pas produits intentionnellement, mais sont le résultat de la décomposition ou de la fragmentation de plus grands articles en plastique (SAPEA 2019). De plus, les microfibres constituent un type spécifique de microplastiques secondaires défini comme des fibres de 5 mm ou moins de longueur. Les nanoplastiques sont considérés être un sous-groupe des microplastiques. Ce sont des microplastiques primaires ou secondaires dont au moins une des dimensions fait de 1 à 100 nm. La présence des nanoplastiques est largement due à des sources secondaires de pollution plastique (décomposition de plastiques de plus grande taille) (Rist et Hartmann 2018). Le présent rapport est axé sur les plastiques de plus de 100 nm (microplastiques et macroplastiques).

Aux fins du présent rapport, les déchets de plastique sont des plastiques rejetés dans les circuits de déchets (p. ex., sites d'enfouissement, de recyclage ou d'incinération), alors que la pollution plastique est constituée des plastiques rejetés ou abandonnés dans l'environnement en dehors de ces circuits. Dans la littérature scientifique, la pollution plastique a été désignée par divers termes comme débris de plastique, détritus de plastique. Dans le présent rapport, les termes pollution plastique ou polluants plastiques seront employés. De plus, dans le présent rapport, le terme détritus fait référence à tout matériau solide persistant, manufacturé ou traité, rejeté, éliminé, perdu ou abandonné dans l'environnement, dont les plastiques, les textiles, le verre, les métaux, les céramiques et d'autres matériaux synthétiques persistants. Ce terme sera utilisé quand la proportion de pollution plastique rapportée dans la littérature n'est pas bien définie.

2. Composition, propriétés et utilisations

Toutes les matières plastiques sont formées de polymères à longue chaîne, de masse moléculaire très élevée, souvent mesurée en centaines de milliers de kilodaltons (Sperling 2006). Les premiers polymères synthétiques ont été produits au début du vingtième siècle, et ont conduit à la fabrication de produits en matière plastique comme la bakélite et le nylon (nom commercial de polyamides). Depuis, la science des polymères a progressé vers une meilleure compréhension mécanistique de la relation entre la structure du polymère, sa morphologie et son comportement mécanique et physique. Il en a résulté la production d'une myriade de matières plastiques aux propriétés physiques et chimiques très variées.

La polymérisation, la synthèse des polymères, peut être réalisée grâce à deux procédés principaux : la polymérisation en chaîne et la polymérisation par étapes. Le procédé utilisé pour la synthèse du polymère influence grandement ses propriétés physiques. Parmi les structures courantes obtenues par polymérisation en chaîne, citons le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS) et le poly(chlorure de vinyle) (PVC) et, parmi celles obtenues par étapes, citons les nylons, le poly(téréphthalate d'éthylène) (PET), le polycarbonate (PC) et le polyuréthane (PU). Ces polymères constituent la majeure partie des formes les plus courantes de matière plastique généralement présentes dans l'environnement comme contaminants (Sperling 2006).

Les propriétés physiques d'une matière plastique, comme sa rigidité, sa souplesse et son élasticité, dépendent de la distribution des masses moléculaires du polymère et de l'organisation des chaînes

polymères (Sperling 2006, Verschoor 2015). Généralement, les polymères de masse moléculaire élevée ayant une organisation de chaînes complexe présentent des liaisons covalentes fortes entre les chaînes et forment un plastique rigide ayant un point de fusion élevé. À l’opposé, les polymères à organisation linéaire et de masse moléculaire faible sont plus souples et ont un bas point de fusion. En combinant différentes distributions des masses moléculaires, organisations des chaînes polymères et/ou mélanges de polymères, il est possible de produire un matériau adapté à l’utilisation prévue (Sperling 2006).

De plus, de nombreux polymères sont soumis à des procédés supplémentaires afin d’améliorer l’efficacité d’une fonction prévue. Par exemple, le chauffage d’un polymère linéaire conduira à son écoulement et à la formation d’un polymère thermoplastique (Sperling 2006). Les polymères thermoplastiques sont des polymères souvent présents dans des plastiques, qui peuvent être fondus et mis sous forme de divers objets. Les thermoplastiques couramment utilisés comprennent le PVC, le PE, le PS et le PC (ECCC 2019c). Pour prévenir leur écoulement lors d’un chauffage, les polymères peuvent être réticulés pour produire des plastiques thermodurcissables (Sperling 2006). Les plastiques thermodurcissables sont des polymères utilisés en raison de leur résistance aux forces mécaniques, aux produits chimiques, à l’usure et à la chaleur, mais ils ne peuvent pas être refondus pour former de nouveaux objets. Le PU et les polyesters insaturés en sont des exemples (ECCC 2019c).

Des additifs chimiques peuvent être ajoutés aux polymères pendant leur production pour en modifier les propriétés (Rochman et coll. 2019). Il existe plusieurs catégories d’additifs, dont les stabilisants et les agents fonctionnels. Les stabilisants permettent de maintenir les propriétés intrinsèques du matériau en le protégeant contre la dégradation oxydative. Ils comprennent des substances telles que des antioxydants, des photostabilisants, des désactivateurs de métaux et des absorbeurs UV. Les agents fonctionnels peuvent améliorer la résistance mécanique d’un polymère ou lui donner de nouvelles caractéristiques. Parmi ces agents, on compte, entre autres, des composés ignifuges, des agents antistatiques, des lubrifiants et des plastifiants (ECCC 2019c). Par exemple, des plastifiants peuvent être ajoutés afin de ramollir un polymère en abaissant sa température de transition vitreuse ou en réduisant son degré de cristallinité ou sa température de fusion (Sperling 2006).

La production de polymère peut se faire en utilisant soit des plastiques recyclés ou récupérés soit des sources naturelles (p. ex., pétrole ou matière à base de plante). Ces polymères servent ensuite à produire des produits en plastique (ECCC 2019c). Bien que de nombreux types différents de plastique soient utilisés au Canada, la production nationale de plastiques est dominée par cinq types de polymères. Le PE représente la majorité de la production avec 3700 kt produites en 2017, viennent ensuite le PVC (210 kt), le PET (166 kt), le PU (122 kt) et les polyamides (PA) (116 kt) (ECCC 2019c). Des 4800 kt de matières plastiques produites au Canada en 2016, 77 % ont été exportés. De plus, la demande nationale est de 3800 kt, dont 71 % sont importés (ECCC 2019a).

Au Canada, la majorité des produits en plastique sont utilisés dans les secteurs de l’emballage et de la construction. Les autres grands secteurs sont ceux de l’automobile, de l’équipement électrique et électronique, des textiles et de l’agriculture (ECCC 2019c). Nous donnons dans le tableau 2-1 des exemples d’applications de divers polymères.

Tableau 2-1 : Certaines applications des polymères

Acronyme	Nom	Principales applications ^a
PP	Polypropylène	Emballage rigide, semi-rigide et souple Automobile Articles ménagers Isolation électrique
PE	Polyéthylène	Emballage rigide, semi-rigide et souple Pellicule pour l'agriculture Articles ménagers Isolation électrique Construction (conduites) Produits personnels
PS	Polystyrène	Emballage (contenants thermoformés) Mousses
PMMA	Poly(méthacrylate de méthyle)	Applications transparentes pour les industries de l'automobile et de la construction Dispositifs médicaux Électronique
PC	Polycarbonate	Applications transparentes pour l'automobile et la construction Dispositifs médicaux Électronique
PLA	Polylactide (poly(acide lactique)) – un type particulier de polyester	Emballage rigide, semi-rigide et souple
PET	Poly(téréphthalate d'éthylène) – un type spécifique de polyester	Emballage rigide, semi-rigide et souple Fibres textiles synthétiques
PVC	Poly(chlorure de vinyle)	Construction (conduites, profilés, revêtements de sol) Feuilles et tissus enduits Isolation électrique
PTFE	Poly(tétrafluoroéthylène)	Revêtements antiadhésifs Pièces techniques

^a Communication personnelle, courriel de la Division du transport et de la production du Conseil national de recherches du Canada à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement et Changement climatique Canada, 15 août 2019, non référencé

Au Canada, le secteur de l'emballage est celui qui utilise le plus de plastique, soit 33 % des plastiques d'utilisation finale mis sur le marché en 2016. Les sacs, les bouteilles d'eau et de boissons gazeuses en plastique, divers emballages utilisés pour des produits pharmaceutiques, des produits de toilette et des nettoyants en sont des exemples. Le PE est très couramment utilisé pour l'emballage, en particulier sous forme de films et d'emballage souple. Les principaux types de PE sont le PE de basse densité (PEBD), le polyéthylène linéaire basse densité (PELBD) et le PE de haute densité (PEHD). Ces types de PE constituent la majorité de la production de PE à l'échelle mondiale. Parmi des exemples d'applications du PEBD et du PELBD, on retrouve les bouteilles pressables, les jouets, les sacs de transport et l'emballage général. Le PEBD est généralement utilisé pour produire des films à haute résistance comme

des sacs à longue durabilité et des films protecteurs, en raison de sa résistance, de sa souplesse et de sa transparence relative. Le PEHD a une bonne résistance aux produits chimiques et est utilisé pour l'emballage de nombreux produits chimiques domestiques ou industriels, comme les détergents et l'eau de javel. Il est aussi utilisé pour des sacs de transport de faible épaisseur, des barils pour produit chimique, des jouets, de l'emballage alimentaire et des ustensiles de cuisine. En plus du PE, d'autres plastiques comme le PVC, le PET et le PP sont utilisés par le secteur de l'emballage (ECCC 2019c).

Au Canada, le secteur de la construction est le deuxième plus gros marché de produits d'utilisation finale pour les plastiques, représentant environ 26 % de tout le plastique d'utilisation finale produit en 2016 (ECCC 2019a). Les principales utilisations des plastiques dans le secteur de la construction sont les matériaux de construction en plastique ou en mousse, les peintures et revêtements, les profilés et le bois et le contre-plaqué reconstitués. Les plastiques sont largement utilisés pour la construction de tous types de bâtiments et sont particulièrement utilisés dans des matériaux d'isolation thermique, des matériaux hydrofuges et des matériaux d'étanchéité. Le PVC est largement utilisé pour des parements et des fenêtres, des revêtements de sol, des revêtements de mur, des tuyaux et des raccords. Des feuilles de PC transparentes sont utilisées en remplacement du verre dans des serres, des abribus et des passages couverts en raison de leur résistance aux intempéries. La mousse de polyuréthane est utilisée comme isolant dans des propriétés commerciales ou résidentielles (ECCC 2019c).

Dans un effort visant à améliorer l'efficacité de l'utilisation des carburants grâce à une réduction du poids, le secteur automobile a accru son utilisation des plastiques. Bien que de nombreux types de plastique soient utilisés dans ce secteur, le polyuréthane, le PP et le PVC constituent la très grande majorité du plastique utilisé dans un véhicule. Le PU sert au capitonnage, pour les sièges par exemple, le PP pour l'intérieur et le PVC pour remplacer le cuir. Du PC peut être utilisé en remplacement des vitres dans les automobiles, alors que des composites en mousse, plastique et fibre peuvent être utilisés dans les panneaux intérieurs, les tableaux de bord et les capots (ECCC 2019c). Dans le présent rapport, les pneus des véhicules sont considérés comme une source de pollution plastique en raison du rejet de particules dû à l'usure. Toutefois, le fait que le caoutchouc soit considéré comme un type de plastique fait encore débat, certaines publications scientifiques considérant le caoutchouc comme un plastique et d'autres non.

Parmi les autres secteurs d'utilisation finale des plastiques, on compte ceux de l'équipement électrique et électronique, des textiles et de l'agriculture. Les plastiques sont utilisés dans le secteur électronique pour des pièces d'ordinateur et de téléphone et pour des articles comme des câbles et des fils électriques. Le secteur des textiles emploie des plastiques pour les fibres de tapis, moquettes et vêtements. Dans le secteur agricole, on se sert des plastiques pour l'emballage d'engrais et de produits antiparasitaires (p. ex., films pour l'agriculture, paillis et serres) (Ekebafe et coll. 2011; ECCC 2019c).

Étant donné la variété des matières plastiques pouvant être produites, les propriétés physiques et chimiques des particules plastiques présentes dans l'environnement seront complexes (Rochman et coll. 2019). Pour ce qui est de la forme et de la taille, les microplastiques primaires sont conçus intentionnellement avec une taille particulière (p. ex., granules de résine vierge utilisées dans des processus de production de plastique) et seront donc moins variables que les particules secondaires. Les

microplastiques secondaires sont de toutes les formes, y compris en forme de sphère et de cylindre, de fragments, de fibres et de films (Kooi et Koelmans 2019). La taille et la masse volumique des microplastiques secondaires sont aussi très variables. Afin de tenir compte de la difficulté à définir les propriétés physiques des microplastiques observées dans l'environnement en raison de leur complexité, Kooi et Koelmans (2019) suggèrent une méthode visant à définir et caractériser la distribution des propriétés de celles les plus fréquemment présentes. L'approche proposée par Kooi et Koelmans peut s'avérer utile pour la mise au point d'outils de surveillance des plastiques dans l'environnement, fournit une meilleure compréhension mécanistique du devenir de ces microplastiques dans l'environnement et facilite la comparaison entre les études.

Les microplastiques peuvent se présenter sous forme de fibres, de fragments, de sphères, de granules, de films et de mousse, tel qu'il est illustré à la Figure 2. En général, certaines formes ont pour origine certains produits en plastique. Par exemple, les fibres proviennent généralement de l'usure des vêtements et de l'ameublement, alors que les granules proviennent habituellement de matières premières industrielles (Rochman et coll. 2019).

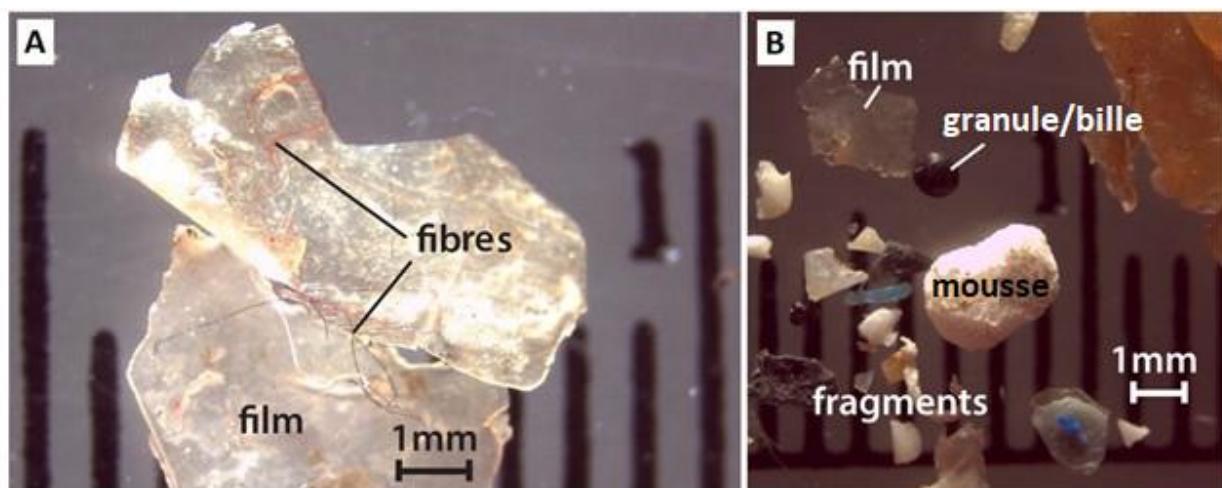


Figure 2 - Microplastiques présents dans l'environnement (tiré de la figure 2 de Baldwin et coll. (2016), avec leur permission)

Description longue : cette figure représente des microplastiques trouvés dans l'environnement. L'image A représente un film et des fibres. L'image B représente un film, des granules/billes, des fragments et de la mousse (tiré de la figure 2 de Baldwin et coll. (2016), avec leur permission).

La masse volumique est une propriété clé qui influence le devenir des plastiques dans l'environnement (Rochman et coll. 2019). La masse volumique des plastiques comme le PE, le PS et le PVC peut varier de 0,9 à 2,3 g/cm³ (OMS 2019). Les masses volumiques de divers plastiques sont données dans le tableau 2-2. Les plastiques d'une masse volumique supérieure à 1 sont plus denses que l'eau et devraient se déposer, alors que ceux d'une masse volumique inférieure à 1 devraient flotter. Par analogie, il est probable que le devenir et le transport dans l'environnement des macroplastiques ou des microplastiques rejetés dans l'atmosphère seront aussi influencés par leur masse volumique. Par

exemple, les microplastiques ayant les masses volumiques les plus importantes seront probablement moins facilement dispersés par le vent (Rochman et coll. 2019). La masse volumique des plastiques et leur flottabilité dans l'eau peuvent aussi être influencées par l'adsorption des microorganismes, des algues ou des plantes à leur surface (biofilms) (Woodall et coll. 2014). D'autres facteurs comme la forme et la taille peuvent aussi régir le devenir des plastiques dans l'environnement (Rochman et coll. 2019).

Tableau 2-2 - Masse volumique de certains plastiques

Nom	Masse volumique (g/cm ³) ^a
Polyéthylène	0,965 – 0,971
Polypropylène	0,90 – 0,91
Polystyrène	1,04 – 1,10
Polyamides (nylon)	1,02 – 1,05
Plastiques acryliques	1,09 – 1,20
Poly(chlorure de vinyle)	1,16 – 1,58
Poly(acrylate de méthyle)	1,17 – 1,20
Polyuréthane	1,20
Polyester	1,23 – 2,3
Poly(téréphthalate d'éthylène) – un type particulier de polyester	1,37 – 1,45

^a Hidalgo-Ruz et coll. 2012

3. Sources des déchets de plastique et de la pollution plastique

3.1 Sources des déchets de plastique

Les principaux secteurs industriels canadiens contribuant aux 3268 kt estimées de déchets de plastique rejetés en 2016 sont présentés dans le tableau 3-1. L'emballage est le secteur contribuant le plus aux déchets de plastique, viennent ensuite ceux de l'automobile, des textiles et de l'équipement électrique et électronique. En 2016, 33 % des plastiques mis sur le marché canadien étaient destinés à l'emballage. En se basant sur des données au niveau international, il est estimé que 40 % de toute la production de plastiques sert à l'emballage, dont une partie significative destinée au secteur des aliments et des boissons (PNUE 2016). En raison du cycle de vie extrêmement court des plastiques utilisés pour l'emballage (la majeure partie de l'emballage plastique est à usage unique par nature) comparativement à celui des plastiques utilisés par d'autres secteurs, l'emballage représentait 47 % des plastiques rejetés au Canada en 2016. Les plastiques produits par d'autres secteurs industriels, comme ceux de l'automobile (pièces et composants de véhicules, à l'exclusion des pneus) et de la construction, ont des cycles de vie plus longs et représentent donc une proportion plus petite des déchets de plastique rejetés annuellement, comparativement à l'emballage qui est généralement rejeté peu après son utilisation (ECCC 2019a).

Table 3-1 : - Principaux secteurs industriels ayant généré des déchets de plastique au Canada en 2016 (ECCC 2019a)

Secteur	Pourcentage de la quantité totale de déchets de plastique

Emballage ^a	47
Automobile (pièces et composants de véhicules, à l'exclusion des pneus)	9
Textiles	7
Équipement électrique et électronique	7
Construction	5
Produits blancs (petits et grands appareils électroménagers)	4
Agriculture	1
Autres ^b	19

^a Films (y compris les sacs en plastique), bouteilles et autres articles provenant des secteurs des aliments et boissons, des soins de santé, des biens de consommation emballés, des cosmétiques et des produits de soins personnels parmi d'innombrables autres secteurs.

^b Comprend les produits chimiques, les jouets, les meubles, etc. Voir ECCC (2019a) pour une description complète.

3.2 Sources de la pollution plastique

À l'échelle mondiale, les sources de la pollution plastique sont variées et l'ampleur réelle de cette pollution est largement inconnue (PNUE 2016). Les plastiques qui sont rejetés dans l'environnement ou mal gérés sont des sources de pollution plastique. Les sources terrestres de macroplastiques présents dans le milieu marin sont l'emballage, les matériaux de construction, les biens domestiques et les articles liés au tourisme côtier (PNUE 2016). À travers le monde, les sources terrestres de microplastiques incluent les cosmétiques, les produits de soins personnels, les textiles et vêtements synthétiques, le transport terrestre (p. ex., l'usure des pneus) et les producteurs de plastiques (p. ex., perte accidentelle de granules de résine) (PNUE 2016, SAPEA 2-19). En ce qui concerne les sources marines de la pollution plastique, les secteurs des pêcheries, de l'aquaculture et du transport maritime sont les principaux contributeurs (GESAMP 2016, PNUE 2016). Ces secteurs peuvent rejeter des plastiques en mer par accident, en les abandonnant ou en les éliminant de façon délibérée (PNUE 2016, SAPEA 2019). Des macroplastiques et des microplastiques provenant de sources terrestres ou marines peuvent pénétrer dans l'océan par diverses voies d'entrée (p. ex., eaux usées, cours d'eau, côtes), selon la région (PNUE 2016).

Les produits disponibles pour les consommateurs rejetés dans l'environnement ou mal gérés peuvent aussi représenter une source de pollution plastique. Bien que la connaissance des sources des microplastiques primaires (le type et la quantité de microplastiques utilisés intentionnellement dans des produits disponibles pour les consommateurs) au Canada soit limitée, des microplastiques secondaires peuvent avoir pour origine la décomposition et la fragmentation de macroplastiques rejetés dans l'environnement. Ceci peut inclure des articles tels que des jouets, des gants en plastique, des appareils électroménagers, des appareils électroniques, des couvertures de matelas ou de sol, ainsi que des plastiques utilisés pour l'emballage (tableau 3-1).

3.2.1 Sources dans l'eau

La pollution plastique dans l'environnement aquatique peut avoir pour origine des plastiques rejetés lors d'activités terrestres (p. ex., détritus, gestion inadéquate des déchets, lixiviats de sites d'enfouissement, utilisation de plastiques en agriculture, épandage de biosolides sur les terres ou rejet direct suite à l'abrasion ou à la maintenance de produits en plastique) (Boucher et Friot 2017, Alimi et coll. 2018), du dépôt de microplastiques atmosphériques sur l'eau (Hendrickson et coll. 2018), du ruissellement et d'eaux pluviales (Grebic et coll. 2020)), ou de sources aquatiques (p. ex., déchets liés à la pêche (Driedger et coll. 2015)). La pollution plastique dans l'eau peut aussi provenir du rejet accidentel de matières plastiques brutes, tel qu'un déversement pendant le transport (Driedger et coll. 2015) et du rejet d'effluents par les systèmes de traitement des eaux usées (Murphy et coll. 2016; Boucher et Friot 2017; Kay et coll. 2018).

Le groupe de travail du Conseil de l'Arctique sur la Protection de l'environnement marin arctique (PEMA) a récemment publié le document *Desktop Study on Marine Litter including Microplastics in the Arctic* dans le cadre de la première phase d'un projet intitulé Marine Litter Project. Les principaux secteurs recensés comme sources de détritus marins dans l'Arctique sont les pêcheries, l'aquaculture, l'expédition, les croisières et l'exploration et l'exploitation extracôtières des ressources. Il est estimé qu'environ 640 kt d'équipement de pêche abandonné, perdu ou jeté se retrouvent dans les eaux marines chaque année dans le monde, représentant 10 % de tous les détritus rejetés dans les mers. Par ailleurs, des rejets par des communautés ne disposant pas de grands systèmes de gestion des déchets ont été signalés comme source de détritus marins (PEMA 2019).

Traitemen^t des eaux usées

Quand des eaux usées d'origine domestique, commerciale ou industrielle contenant des plastiques sont traitées par des systèmes de traitement des eaux usées² (STEU), la plupart des plastiques sont éliminés avant le rejet de l'effluent dans l'environnement aquatique.

Sun et coll. (2019) ont examiné plusieurs études publiées et rapporté des réductions significatives des concentrations de microplastiques dans les effluents de divers STEU par rapport à celles dans les influents. Les concentrations allaient de 1 à 10 044 particules/L dans les influents et de 0 à 447 particules/L dans les effluents. Des concentrations très variables de ces microplastiques peuvent être observées d'un STEU à l'autre. Ceci pourrait être attribuable aux différentes méthodes d'échantillonnage et d'analyse, puisqu'il n'existe actuellement aucune méthode standardisée pour la détection et le dosage des microplastiques dans l'eau. D'autres facteurs, comme la taille du bassin, la population desservie, la source des eaux usées (résidentielle, commerciale ou industrielle) et la

² L'expression « station de traitement des eaux usées » fait référence à un système de collecte d'eaux usées domestiques, commerciales et/ou institutionnelles et, possiblement, industrielles (après un rejet à l'égout), typiquement à des fins de traitement et de rejet final dans l'environnement. Sauf indication contraire, cette expression ne fait pas de différence entre les types de propriétaire ou d'opérateur (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, en partenariat).

technologie de traitement, peuvent aussi contribuer à ces variations des concentrations dans l'influent et l'effluent, ainsi que l'efficacité du traitement (Sun et coll. 2019).

Les données sur l'efficacité d'élimination des microplastiques par les STEU montrent que les systèmes standards de traitement fonctionnant avec des procédés primaires et secondaires peuvent éliminer efficacement la plupart des microplastiques de l'effluent avant son rejet dans les eaux réceptrices (OMS 2019). Sun et coll. (2019) ont estimé que de 50 à 98 % des microplastiques peuvent être éliminés au moyen d'un traitement primaire, qui comprend un processus d'écumage et des étapes de sédimentation, les particules les plus grandes étant les mieux éliminées. Le traitement secondaire, qui comprend typiquement un traitement biologique pour éliminer les composés organiques, peut accroître l'élimination des microplastiques à 86 à 99,8 % (Sun et coll. 2019; Raju et coll. 2018). L'ajout d'un traitement tertiaire peut permettre l'élimination de 98 à 99,8 % des microplastiques. Toutefois, l'efficacité d'élimination dépend du type de traitement utilisé (Sun et coll. 2019). Des technologies de pointe comme les filtres à sable rapides, les bioréacteurs à membrane et la flottaison à air dissous peuvent éliminer de 95 à 99,9 % de microplastiques de plus de 20 µm (Lares et coll. 2018; Talvitie et coll. 2017). Mintenig et coll. (2019) ont observé une élimination complète des microplastiques supérieurs à 500 µm et de 95 % de ceux inférieurs à 500 µm en utilisant une filtration tertiaire.

Étant donné les grands volumes d'effluent rejetés par un STEU, une petite fraction des microplastiques restant dans l'effluent peut quand même se traduire par des quantités absolues élevées de particules rejetées dans l'environnement. Les rejets d'effluents ont donc été identifiés comme une voie importante de pénétration des microplastiques dans les sources d'eau douce (Murphy et coll. 2016).

Il est estimé qu'un seul STEU rejette en moyenne 2 millions de particules de microplastiques par jour (Sun et coll. 2019). Lors d'une étude réalisée dans un STEU proche de Vancouver, il a été estimé que de 32 à 97 millions de particules de microplastique étaient rejetées par jour dans l'effluent (Gies et coll. 2018), les fibres et les fragments étant les microplastiques les plus nombreux. Cette étude a aussi permis d'estimer que sur les 1,76 billion de particules de microplastiques qui arrivent dans le système chaque année, 1,28 billion se sédimentent dans les boues primaires, 360 milliards passent dans les boues secondaires et 30 milliards rejoignent l'effluent du traitement secondaire et sont rejetés dans l'environnement, ce qui représente une élimination par le STEU pouvant aller jusqu'à 99 %.

Les polymères les plus souvent présents dans l'influent et l'effluent des STEU sont des polyesters, du PE, du PET et du PA, les fibres représentant environ 52,7 % des microplastiques présents dans les eaux usées et étant probablement attribuables aux grandes quantités de fibres rejetées pendant le lavage domestique (Sun et coll. 2019). Une étude réalisée par l'Institut suédois de recherche environnementale a montré que les microfibres étaient le type prédominant de microplastiques dans les boues d'épuration des STEU, ce qui correspond aux observations faites lors d'autres études (Magnusson et Norén 2014, Mahon et coll. 2017; Li et coll. 2018a).

Les microfibres provenant du lavage des textiles constituent également une source importante de pollution plastique des plans d'eau. Ocean Wise a rapporté les résultats détaillés d'une étude au cours de laquelle la perte de fibres par 38 échantillons différents de textiles a été examinée en utilisant une

installation de machines à laver conçue à cet effet. L'ampleur de la perte de microfibres variait en fonction du type de textile, et ceux en polyester, en laine et en coton étant ceux libérant les plus grandes quantités de microfibres. Ocean Wise a aussi estimé que les activités de lavage d'un foyer domestique canadien moyen rejetaient 533 millions de microfibres chaque année, et que 878 tonnes de microfibres étaient rejetées annuellement dans l'eau au Canada et aux États-Unis après le traitement des eaux usées (Vassilenko et coll. 2019).

Les textiles et les vêtements synthétiques sont une importante source de pollution par les microplastiques (SAPEA 2019). Des microfibres peuvent être libérées par des tissus synthétiques lors de leur usure ou de leur lavage et par d'autres sources comme l'équipement de pêche (p. ex., les filets de pêche) (ECCC 2019d). Carney Almroth et coll. (2018) et De Falco et coll. (2018) ont mesuré le nombre de microfibres rejetées par différents types de tissu dans différentes conditions de lavage. Lors de ces deux études, il a été montré que l'utilisation d'un détergent accroît le nombre de microfibres rejetées pendant le lavage. Les détergents en poudre, qui contiennent souvent des composés insolubles pouvant créer de la friction avec le tissu, entraînent la libération d'une quantité de fibres encore plus grande (De Falco et coll. 2018). Il a aussi été noté que les détergents en poudre ont un pH plus élevé que celui des détergents liquides. Cette caractéristique est efficace pour l'élimination de la saleté, mais peut endommager les tissus en polyester en raison d'une lente hydrolyse en surface (Bishop 1995). De plus, l'exposition de tissus à des détergents chimiques peut causer la décomposition des fibres synthétiques en fibres plus petites (SAPEA 2019). Les études ont montré que les vêtements en polaire et les tissus tricotés serrés libéraient le plus grand nombre de fibres pendant le lavage. Il a été établi qu'en moyenne un vêtement polaire en PET pour adulte libérait environ 110 000 fibres pendant le lavage (Carney Almroth et coll. 2018). Il a été montré que une lessive de 5 kg de vêtements en polyester libère de 6 000 000 à 17 700 000 de fibres, d'un poids approximatif de 0,43 à 1,27 g (De Falco et coll. 2018).

3.2.2 Sources dans les sols

La pollution plastique peut pénétrer dans des environnements terrestres à partir de plusieurs sources, dont les détritus, les produits plastiques utilisés en agriculture, comme les sacs de graines, les couvre-sol et les paillis. Les sources de rejet de microplastiques dans les sols incluent l'épandage de biosolides sur les sols, la pollution plastique et les sites d'enfouissement mal gérés (Alimi et coll. 2018).

Les étapes de sédimentation du procédé de traitement des eaux usées conduisent à la production de boues d'épuration contenant de grandes quantités de microplastiques (Mahon et coll. 2017). Il est estimé que 99 % des microplastiques présents dans l'influent sont éliminés de l'effluent, mais demeurent dans les boues d'épuration (Magnusson et Norén 2014) et que les propriétés des microplastiques, comme leur hydrophobie et leur charge superficielle, peuvent avoir une incidence sur leur accumulation dans la phase solide (Murphy et coll. 2016). Toutefois, les STEU ont des configurations différentes et, en conséquence, l'élimination des micropastiques de l'influent varie d'une étude à l'autre (Novotna et coll. 2019). Des microplastiques peuvent donc pénétrer dans des milieux terrestres lors de l'épandage et de l'utilisation des boues d'épuration comme engrais à des fins d'agriculture ou d'aménagement paysager (Raju et coll. 2018). En Europe et en Amérique du Nord, environ 50 % des boues d'épuration sont recyclées à des fins d'engrais, et il est estimé que de 44 à

300 kt de microplastiques pénètrent dans les terres agricoles en Amérique du Nord chaque année (Nizzetto et coll. 2016).

3.2.3 Sources dans l'air

Les rejets de particules liés au trafic routier, dus à l'usure des pneus, sont une source de microplastiques dans l'air extérieur (Panko et coll. 2013, 2019; Kole et coll. 2017; Prata 2018). Les pneus des aéronefs, le gazon artificiel, le marquage thermoplastique sur la chaussée, l'incinération de déchets, la construction, les sites d'enfouissement, les émissions industrielles et l'air évacué des sécheuses à tambour sont d'autres sources de microplastiques dans l'air extérieur, bien que leurs contributions relatives n'aient pas encore été bien établies (Dris et coll. 2016; Magnusson et coll. 2016; Kole et coll. 2017; Prata 2018). Le dépôt et la dispersion des particules de plastique présentes dans l'atmosphère peuvent conduire à des accumulations de microplastiques dans l'eau. Les estimations actuelles de la contribution de l'usure des pneus aux particules se retrouvant dans les plans d'eau et les océans sont variables (p. ex., Kole et coll. 2017; Sieber et coll. 2020; Unice et coll. 2019a, 2019b), et des recherches additionnelles s'avèrent nécessaires. Toutefois, les résultats suggèrent que la contribution des particules libérées par l'usure des pneus qui se retrouvent dans la poussière des routes (c.-à-d. les particules qui se déposent rapidement et qui sont moins sujettes à une dispersion) à la pollution microplastique totale des océans est plus importante que celle des particules présentes dans l'air ambiant.

La principale source de microplastiques dans l'air intérieur semble être est la perte de fibres textiles polymères par les vêtements, l'ameublement, les tapis et des biens domestiques, due à leur usure ou leur abrasion (Sundt et coll. 2014; Dris et coll. 2016). Par exemple, il a été montré que le lavage des vêtements en matériaux synthétiques entraîne un rejet de microplastiques dans les eaux usées, et on présume que le séchage à l'air ou au moyen d'une sécheuse à tambour de ces vêtements causerait aussi le transfert de fragments dans l'air intérieur, la poussière domestique ou la charpie de sécheuse (Wright et Kelly 2017; Prata 2018). Des fibres textiles synthétiques ont aussi été détectées sur une variété de surfaces, dont des surfaces à l'extérieur, suggérant que les vêtements et d'autres tissus peuvent être d'autres sources de microplastiques dans l'air intérieur ou l'air extérieur (Rauert et coll. 2014; Dris et coll. 2016; Prata 2018).

4. Devenir dans l'environnement

Dans la présente section, nous passons en revue les données sur le devenir des macroplastiques et des microplastiques dans trois milieux naturels, à savoir l'eau, le sol et l'air. Nous y discutons ensuite de la persistance des plastiques dans l'environnement et des conditions dans lesquelles ils se décomposent (p. ex., passage de macroplastiques à des microplastiques). Nous y traitons aussi du devenir des plastiques biodégradables et des plastiques à base de biomasse.

Le transport de la pollution plastique suit souvent des voies hydrologiques (Windsor et coll. 2019), les rivières étant une voie de transport clé (voir la figure 3) (Alimi et coll. 2018). On s'attend à ce que la majeure partie du plastique présent dans les rivières soit acheminée dans l'océan. Les mécanismes de transport sont mal compris, mais on pense qu'ils sont influencés par la forme, la densité, la taille et l'état

de surface (c.-à-d. le degré d'altération) de la particule plastique. Également, le comportement des macroplastiques devrait différer de celui des microplastiques, car pour un même mécanisme de transport il faudrait plus d'énergie pour transporter des plastiques plus volumineux dans un écosystème (Windsor et coll. 2019).

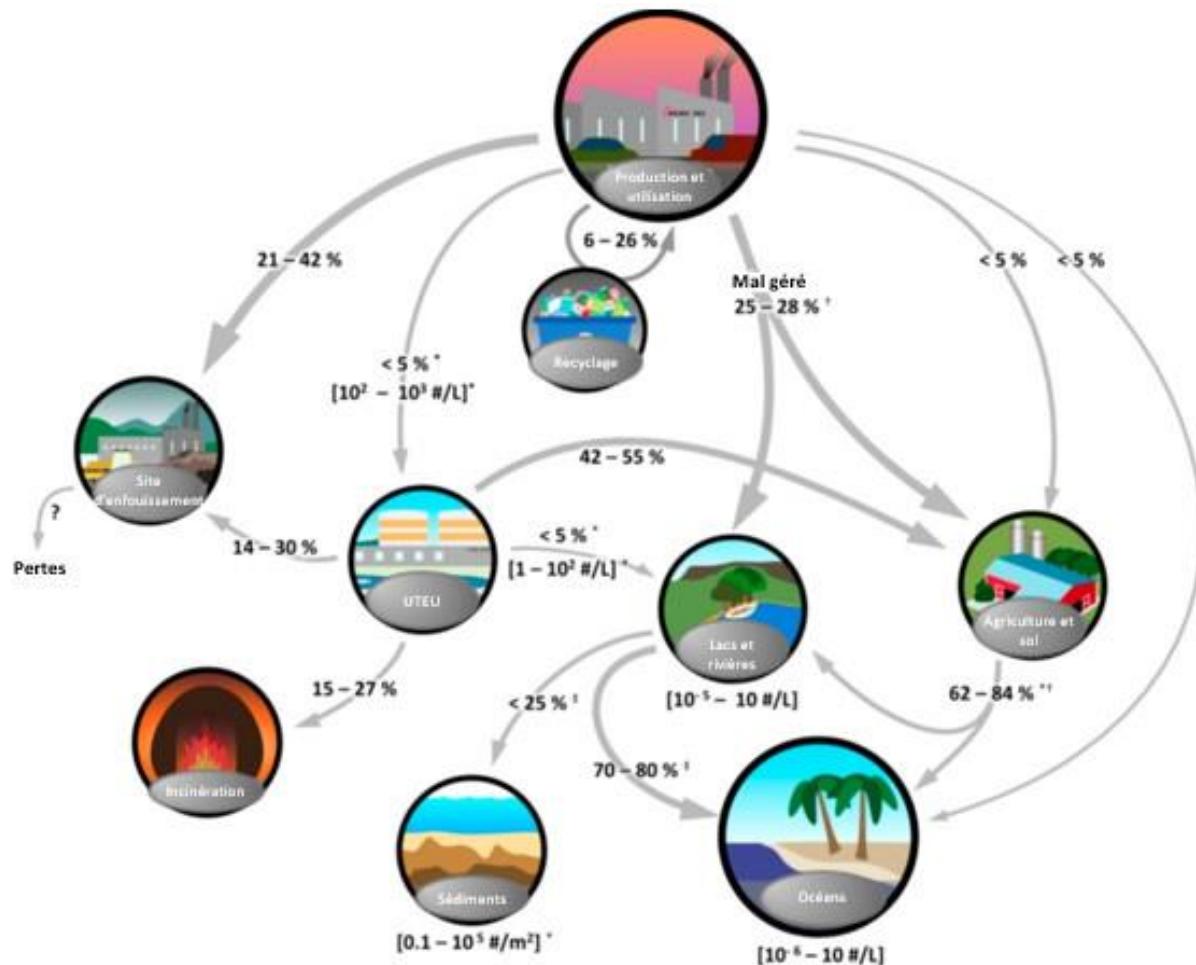


Figure 3- Voies de transport du plastique dans l'environnement et estimation des charges (reproduction autorisée par Alimi et coll. 2018, © 2018, American Chemical Society).

Description longue : cette figure représente les charges de plastique et les voies de transport estimées dans l'environnement. Suite à leur production et leur utilisation, des plastiques peuvent être rejetés dans des sites d'enfouissement, recyclés, mal gérés ou aboutir dans des usines de traitement des eaux usées. Les plastiques mal gérés peuvent se retrouver sur les terres ou dans les lacs et rivières, et ensuite dans les océans et les sédiments. Les plastiques présents dans les usines de traitement des eaux usées peuvent être incinérés, se retrouver dans les lacs et rivières ou sur les terres (reproduction autorisée par Alimi et coll. (2018). Copyright 2018 American Chemical Society.)

4.1 Dégradation

Dans l'environnement, la dégradation du plastique est lente et peut être affectée par de multiples facteurs (Andrady 2015, Gewert et coll. 2015). Les plastiques qui sont exposés à la lumière du soleil, à des oxydants et à des contraintes mécaniques au fil du temps s'éroderont et se dégraderont, mais l'ampleur de leur dégradation dépend à la fois du milieu et de sa composition chimique (Eubeler et coll. 2010).

En raison de leur structure chimique, les polymères synthétiques courants sont durables et peuvent résister à la dégradation. Cependant, de multiples processus peuvent induire leur dégradation, dont la photodégradation par les rayons UV solaires, la thermo-oxydation, l'hydrolyse et la biodégradation (c.-à-d. la dégradation par des microorganismes). Les polymères les plus courants dans l'environnement, comme le PE, le PP, le PS et le PVC, ont un squelette carboné résistant à la biodégradation. Par conséquent, pour que leur biodégradation se produise, une étape de dégradation abiotique est nécessaire pour les décomposer en fragments plus petits et de masse moléculaire inférieure (Gewert et coll. 2015; Ng et coll. 2018). Étant donné que la dégradation du plastique se fait principalement par l'exposition à la lumière du soleil, la dégradation est plus intense dans des milieux tels que la surface de la mer et les plages (Andrady 2015).

Les premiers effets visibles de la dégradation des polymères sont un changement de couleur et une fissuration de la surface (Gewert et coll. 2015). La fissuration superficielle expose la matière plastique de l'intérieur, et ce faisant, la rend disponible à une dégradation. La matière plastique finit par se fragiliser et se dégrader physiquement lorsqu'elle est exposée à des forces abrasives ou mécaniques comme le vent, les vagues et les chocs physiques (Gewert et coll. 2015; Ng et coll. 2018, SAPEA 2019). Avec le temps, la fragmentation peut faire en sorte que les plastiques ne soient plus visibles dans l'environnement (Selke et coll. 2015).

Il importe de noter que plusieurs voies de dégradation peuvent avoir lieu simultanément, puisque divers facteurs déclenchent la dégradation. Pour cette raison, les produits de la dégradation peuvent être plus variés que les produits auxquels on pourrait s'attendre d'une voie particulière. En milieu marin, la dégradation de la plupart des plastiques se fait d'abord à la surface du polymère qui est exposée et donc susceptible à une attaque chimique ou enzymatique. Les microplastiques ont des rapports surface/volume plus élevés que les macroplastiques et se dégradent donc plus rapidement, malgré tout le processus demeure lent (Andrady 2015).

Il existe de nombreuses lacunes dans la recherche sur la dégradation du plastique. Pour estimer la biodégradation, des facteurs tels que la réduction de masse, la diminution de la résistance à la traction, la disparition (hors de la vue) ou la prolifération de différents microorganismes ont fait l'objet de nombreuses études (Zumstein et coll. 2019).

Les plastiques contiennent souvent des additifs qui, une fois libérés, peuvent se dégrader et former d'autres produits chimiques. En outre, des additifs tels que les agents stabilisateurs peuvent augmenter la résistance à la dégradation. Selke et coll. (2015) ont évalué l'effet d'additifs favorisant la

biodégradation sur la biodégradation du PE et du PET présents dans le compost, les sites d'enfouissement et le sol. Ils ont constaté qu'aucun des additifs n'augmentait significativement la biodégradation, peu importe les conditions, et que rien n'indiquait que ces additifs favorisaient ou amélioraient la biodégradation des polymères de PE ou PET (Selke et coll. 2015).

4.1.1 Plastiques biodégradables, compostables, à base de biomasse ou oxo-dégradables

Les plastiques biodégradables, compostables, à base de biomasse et oxo-dégradables sont souvent envisagés comme solutions potentielles au problème de l'accumulation de déchets et détritus de plastique (Commission européenne 2019, Napper et Thompson 2019). Certains de ces termes sont définis explicitement ailleurs dans le contexte de diverses certifications (p. ex., ASTM D6400, ASTM D6868-19, ASTM D883-20a). Nous donnons ci-après un bref aperçu de ces plastiques dans le contexte du problème de la pollution plastique.

Les plastiques biodégradables sont des plastiques comportant des hétéroatomes le long de leur squelette, les rendant plus susceptibles aux réactions d'hydrolyse ou enzymatiques (Ng et coll. 2018). Ces réactions conduisent à la production de fragments de plus petite masse moléculaire que les cellules microbiennes peuvent assimiler et ultérieurement minéraliser³ aérobiquement ou anaérobiquement. Les conditions pour que les plastiques biodégradables se décomposent sont variables et il est nécessaire de différencier les voies de dégradation dans différentes conditions (Lambert et Wagner 2017). Par exemple, certains types de plastiques biodégradables ne seront pas minéralisés, sauf s'ils sont exposés à des températures supérieures à 50 °C pendant de longues périodes, des conditions qui se rencontrent rarement dans un environnement naturel, mais plutôt dans des installations de compostage industrielles (PNUE 2015).

Les plastiques compostables sont des plastiques biodégradables conçus pour se dégrader lors d'un processus de compostage géré, grâce à l'action de microorganismes naturels, typiquement dans un laps de temps spécifié (Napper et Thompson 2019). Bien que le compostage de tels produits ait été envisagé au Canada, très peu des plastiques post-consommation sont gérés dans des installations industrielles de compostage (ECCC 2019e). Des difficultés pour distinguer les plastiques compostables de ceux non compostables peuvent aussi conduire à des problèmes de contamination pour les transformateurs. En conséquence, certains plastiques compostables certifiés ne sont pas acceptés par de nombreuses installations de compostage au Canada (ECCC 2019e).

Les plastiques à base de biomasse sont des plastiques produits à partir de biomasse ou de ressources renouvelables. De nombreux ne se biodégradent pas nécessairement plus facilement que les plastiques classiques (Commission européenne 2019) et, à moins d'en avoir fait la preuve au moyen d'une analyse complète du cycle de vie, ne sont pas nécessairement supérieurs aux plastiques à base de pétrole en ce qui concerne des facteurs environnementaux (Vert et coll. 2012).

³ La minéralisation est la décomposition complète d'un polymère en composés inorganiques (p. ex. CO₂, H₂O et méthane) suite à une activité abiotique et microbienne (PNUE 2015).

Les plastiques oxo-dégradables, quelques fois appelés plastiques oxo-biodégradables (PNUE 2015), sont formulés à partir de plastiques classiques avec l'ajout d'additifs activés par la chaleur ou les UV afin d'accélérer leur fragmentation en microplastiques. Bien qu'on s'attende à ce que la fragmentation accélérée conduise à une dégradation plus rapide, le degré et la vitesse de fragmentation dépendent des conditions environnementales, comme la température et l'intensité lumineuse qui varient d'un jour à l'autre et d'un endroit à l'autre. Étant donné que la fragmentation des plastiques oxo-dégradables nécessite de l'oxygène et que la majorité des plastiques présents dans des sites d'enfouissement n'auront pas d'accès direct à l'oxygène, la biodégradation de ces plastiques ne devrait pas ou peu se produire dans les couches les plus profondes du site. De plus, il n'existe pas assez de preuves indiquant que les plastiques oxo-dégradables se biodégraderont en un temps raisonnable dans un environnement marin (Commission européenne 2018).

Dans l'ensemble, il n'existe pas assez de preuves significatives à l'effet que les plastiques biodégradables, compostables, à base de biomasse et oxo-dégradables se dégraderont complètement dans des environnements naturels (PNUE 2015, Commission européenne 2018, 2019). Des études supplémentaires devraient aider à la compréhension des impacts sur l'environnement de différents types de plastiques biodégradables, compostables, à base de biomasse et oxo-dégradables, en particulier en comparaison avec les plastiques conventionnels à base de pétrole.

4.2 Devenir dans l'eau

La proportion de plastiques présents dans les eaux de surface et les sédiments varie selon les conditions biologiques (p. ex., fixation de bactéries/algues), physico-chimiques (p. ex., densité du plastique) et hydrodynamiques (p. ex., mélange de la colonne d'eau) (Alimi et coll. 2018). Des facteurs tels que le vent, la circulation des eaux de surface, la température et la salinité influencent la distribution des microplastiques (Zbyszewski et coll. 2014; Corcoran et coll. 2015; Anderson et coll. 2016).

Dans le milieu aquatique, la rapidité de la dégradation des plastiques est tributaire de la température. La dégradation est plus lente en eau froide (Andrady 2015). Les plastiques trouvés sous la zone photique de la colonne d'eau se dégradent très lentement, ce qui entraîne une forte persistance des plastiques dans la zone aphotique, en particulier sur le fond marin. De plus, la biodégradation des plastiques par les micro-organismes est négligeable en raison de la cinétique lente de la biodégradation en mer et de l'apport limité en oxygène nécessaire à ces processus (Andrady, 2015).

Une étude de Leonas et Gorden (1993) s'est penchée sur la rapidité de la désintégration du PE basse densité (PEBD), du PS et d'un polymère à 2 % éthylène-monoxyde de carbone ainsi que d'autres mélanges en milieu aqueux. Les résultats ont montré que, si le polymère éthylène-monoxyde de carbone se désintégrait⁴ plus rapidement que les autres films évalués, le milieu aqueux retardait significativement, voire empêchait, la dégradation des autres polymères.

⁴ La désintégration est la décomposition du polymère illustrée par la perte des propriétés physiques et mécaniques.

Biber et coll. (2019) ont étudié la détérioration de différents plastiques dans l'air et l'eau de mer. Des fragments macroscopiques de PE, de PS, de PET et d'un matériau commercial commercialisé comme plastique dégradable ont été exposés aux conditions environnementales qui prévalent dans l'air et l'eau. Tous les matériaux se sont détériorés plus lentement dans l'eau de mer que dans l'air, probablement en raison d'une exposition réduite à la lumière du soleil, et donc d'une photo-oxydation réduite dans l'eau de mer. Les auteurs ont constaté que le PS présentait la détérioration la plus rapide et qu'il se décompose souvent en microplastiques plus rapidement que les autres matériaux évalués, mais que tous les matériaux testés se sont bel et bien détériorés en microplastiques. Compte tenu des exigences relatives à la décomposition, il faut s'attendre à ce que les objets en plastique vont probablement demeurer dans l'eau de mer et à ce que des microplastiques se forment dans les zones où le plastique est exposé à l'oxygène et au rayonnement UV, comme les habitats intertidaux et à la surface de l'eau.

4.2.1 Sédiments

Les plastiques peuvent demeurer dans les systèmes benthiques des rivières ou des lacs, ou encore être propagés selon un gradient altitudinal vers les écosystèmes marins (p. ex., les océans). Au fur et à mesure que les plastiques se déplacent de la source au puits, ils interagissent avec les milieux physique, chimique et biologique selon des mécanismes liés aux caractéristiques des plastiques (p. ex., la densité) (Windsor et coll. 2019).

Besseling et coll. (2019) ont observé que les concentrations volumiques de microplastiques sont plus élevées dans les sédiments que dans les eaux de surface. Cela peut s'expliquer par la sédimentation des particules sous forme de particules individuelles, d'agrégats ou de particules encrassées. Les auteurs ont également découvert que les concentrations dans les sédiments de plage étaient plus élevées que dans les sédiments subtidiaux, ce qui peut s'expliquer par la densité relativement faible des plastiques dans ces derniers par rapport à l'eau de mer. Il s'ensuit que les plastiques flottant dans l'eau de mer et en suspension dans cette dernière seront rejetés sur la rive.

Les matières fécales provenant du zooplancton ayant ingéré des microplastiques qui descendent en eaux profondes représentent un mécanisme par lequel les plastiques flottants peuvent être transportés verticalement à partir des eaux de surface vers les eaux profondes et le benthos, pour servir de nourriture au biote des sédiments (Cole et coll. 2016). Wieczorek et coll. (2019) ont constaté que les microplastiques modifiaient considérablement la taille, la densité et la vitesse de descente des boulettes fécales de zooplancton. Dans les conditions océaniques, des boulettes fécales qui descendent plus lentement risquent d'être ingérées, fragmentées et décomposées par les micro-organismes, ce qui mène à leur minéralisation dans les parties supérieures de la colonne d'eau, et ainsi à une réduction de l'exportation des matières organiques particulaires vers les eaux profondes (Cole et coll. 2016).

Les boulettes fécales contenant des microplastiques qui restent à la surface de la mer pendant une période prolongée sont également ingérées plus facilement par d'autres organismes, ce qui mène au transfert des microplastiques dans le réseau trophique. Wieczorek et coll. (2019) notent que, malgré cela, des microplastiques ont été trouvés dans des sédiments et des organismes benthiques des eaux

profondes. Ainsi, une proportion inconnue de microplastiques est probablement transportée des boulettes fécales vers les fonds marins où elles deviennent accessibles aux populations benthiques.

Bien qu'il est probable que les sédiments soient en grande partie un puits pour les macroplastiques et les microplastiques (Eriksen et coll. 2014; Woodall et coll. 2014), on observe une mobilisation et une élimination importantes des microplastiques dans les sédiments pendant les épisodes de débit élevé comme les inondations (Hurley et coll. 2018). Les plastiques présents dans les sédiments benthiques peuvent être temporairement stockés et remobilisés par des processus physiques et biologiques. Cependant, il existe peu de recherches sur ces mécanismes de transport du plastique dans les milieux aquatiques (Windsor et coll. 2019).

4.2.2 Impact de l'encrassement biologique sur la distribution aquatique

L'encrassement biologique, aussi connu sous le nom de formation de biofilm, s'entend de l'enrobage des plastiques par des micro-organismes, des algues ou des plantes. Ce processus peut entraîner une perte de flottabilité et ainsi favoriser la descente des microplastiques au fond du plan d'eau (Weinstein et coll. 2016; SAPEA, 2019). On a émis l'hypothèse que les agrégats de phytoplancton agissent comme des puits potentiels pour les microplastiques (Long et coll. 2015). Kaiser et coll. (2017) ont constaté que la vitesse de descente des particules de PS augmentait de 16 % dans les eaux estuariennes et de 81 % dans les eaux marines après une période d'incubation de six semaines, qui permettait aux particules de s'enrober de biofilm. La descente des particules de PE n'a subi aucun des effets de l'encrassement biologique pendant 14 semaines d'incubation dans les eaux estuariennes, mais dans les eaux côtières, leur vitesse de descente a augmenté après six semaines. Ces résultats indiquent que l'encrassement biologique peut augmenter le dépôt de plastiques dans les sédiments et les fonds marins (Kaiser et coll. 2017). De plus, Weinstein et coll. (2016) ont indiqué que la formation de biofilms sur les plastiques diminue leur transmittance des rayons UV, ce qui pourrait également inhiber la dégradation des plastiques dans l'environnement.

4.3 Devenir dans le sol

Bien qu'on dispose de peu de données scientifiques sur le devenir des plastiques dans les sols, les études indiquent que la biodégradation peut y jouer un rôle. Certains organismes comme les bactéries (Huerta Lwanga et coll. 2018) ou les larves d'insectes (p. ex., les papillons de nuit), peuvent dégrader les plastiques. Cependant, ce processus n'est probablement pas pertinent dans les agroécosystèmes naturels, puisqu'ils peuvent ne pas être naturellement présents dans ces milieux (Ng et coll. 2018). Par ailleurs, la cométabolisation (c.-à-d. la dégradation d'un composé en présence d'un autre composé utilisé comme source de carbone) est plus probable en raison de l'abondance des sources de carbone dans le sol (Ng et coll. 2018).

L'état physico-chimique des plastiques pourrait aussi être très changeant dans le sol en raison des interactions avec ses composants, notamment la matière organique (Ng et coll. 2018). Les interactions avec certains pesticides peuvent faciliter la photodégradation ou la fragilisation des particules plastiques (Schettini et coll. 2014). Comme les voies de dégradation photo-oxydative et thermo-oxydative

dépendent toutes deux à la fois des radicaux libres et de l'oxygène, ces processus ne se produisent que près du sol ou à la surface du sol (Ng et coll. 2018).

Cosgrove et coll. (2007) ont observé la présence de PU dans des sols ayant différentes concentrations de carbone organique et différents pH, et ont comparé les communautés fongiques. Le PU semblait très sensible à la biodégradation dans le sol et se décomposait presque complètement après cinq mois (Cosgrove et coll. 2007; Eubeler et coll. 2010). Dans une autre étude, la biodégradation dans le compost de copolymères éthylène-propylène irradiés, du PEBD et de films de PP isotactiques a été étudiée (Eubeler et coll. 2010). Les résultats ont montré que la dégradation augmentait avec la durée de l'exposition au rayonnement. Cependant, après six mois d'exposition, le PEBD était encore l'échantillon affichant la dégradation la plus lente, mesurée en fonction de la perte de masse (Eubeler et coll. 2010). Ohtake et coll. (1995) n'ont observé aucun signe de biodégradation du PS, du PVC et de la résine d'urée-formaldéhyde qui avaient été enfouis sous le sol pendant plus de 32 ans. Une autre étude a révélé qu'une bouteille de PEBD enfouie dans un sol peu profond dans des conditions aérobies pendant plus de 30 ans a subi une dégradation en surface, mais la partie interne est restée pratiquement inchangée (Ohtake et coll. 1996).

Après la libération de microplastiques dans le milieu terrestre, les particules peuvent être transportées vers les plans d'eau de surface par l'érosion éolienne et hydrique ou dispersées suite à l'ingestion par les organismes (Maaß et coll. 2017; Hurley et Nizzetto 2018). Les microplastiques pourraient également s'infiltrer dans les aquifères souterrains en raison du drainage par gravité des sols (Re 2019).

On s'attend également à ce que les sols servent de puits important pour les particules de plastique (Hurley et Nizzetto 2018). Les microplastiques risquent d'être conservés dans les sols pendant de longues périodes en raison de facteurs tels que le transport vertical qui les éloigne de la surface, ce qui empêche leur dégradation (Horton et Dixon 2017; Huerta Lwanga et coll. 2017). Zubris et Richards (2005) ont étudié les fibres dans le sol comme indicateur de l'épandage de biosolides sur les terres aux États-Unis. Les auteurs ont détecté des fibres dans des échantillons de sol prélevés sur des sites d'épandage sur le terrain jusqu'à quinze ans après l'épandage de boues, et ces données ont été corroborées par des registres d'épandage de biosolides. De plus, le transport vertical des microplastiques est rendu possible par le déplacement des organismes du sol (Huerta Lwanga et coll. 2017; Maaß et coll. 2017; Rillig et coll. 2017) ainsi que par les processus agricoles (par exemple, le labour), qui peuvent également endommager la structure des particules (Ng et coll. 2018).

4.4 Devenir dans l'air

La recherche sur le devenir des microplastiques dans l'air est nettement insuffisante, mais il est entendu que l'air est probablement un important vecteur de transport des microplastiques (Dris et coll. 2016).

Lorsqu'ils sont libérés dans l'atmosphère, les microplastiques peuvent être en suspension ou transportés en raison de leur faible poids (Horton et Dixon, 2017). La suspension et la dispersion des particules dans l'air dépendent de facteurs tels que la taille, la forme et la densité des particules (les polymères plus

légers et moins denses peuvent être transportés plus facilement) ainsi que le vent et les précipitations, qui peuvent faciliter le dépôt sur le sol ou dans l'eau (Dris et coll. 2016; Prata, 2018).

Les courants d'air et le vent peuvent transporter les particules sur de longues distances. Comme les courants atmosphériques peuvent être multidirectionnels, le transport dans l'air est moins limité que dans les milieux aquatiques ou terrestres (Horton et Dixon 2017). Par exemple, Allen et coll. (2019) ont observé des dépôts de microplastiques dans un bassin versant montagneux éloigné des Pyrénées françaises. Des évaluations préliminaires de trajectoire ont montré que les microplastiques avaient parcouru jusqu'à 95 km à partir de leur source, ce qui signale un transport éventuel sur de longues distances. Plusieurs études ont également révélé la présence de microplastiques dans l'océan Arctique. Lusher et coll. (2015a) ont été les premiers à signaler la présence de microplastiques dans les eaux polaires de surface et de subsurface de l'Arctique. Par la suite, Bergmann et coll. (2017) ont trouvé de grandes quantités de microplastiques dans les sédiments des grands fonds de l'Arctique, Kanhai et coll. (2018) ont décrit l'abondance, la distribution et la composition des microplastiques dans les eaux de subsurface du bassin central de l'Arctique, et Peeken et coll. (2018) ont trouvé des microplastiques dans des carottes de glace de mer à cinq endroits différents de l'Arctique et ont analysé leur contenu et leur composition. Comme pour les polluants organiques persistants, on suppose que le transport atmosphérique des microplastiques sur de longues distances serait l'un des mécanismes possibles (les courants dominants et les réseaux alimentaires en sont d'autres) expliquant leur apport dans les zones éloignées de l'océan Arctique (AMAP 2004; Kanhai et coll. 2018; Peeken et coll. 2018).

Un certain nombre d'études ont quantifié la présence de microplastiques dans l'atmosphère ainsi que dans les retombées (c.-à-d. les particules qui se déposent sur une surface pendant la période de prélèvement). Dans une étude, par exemple, on a observé des retombées de microplastiques atmosphériques sur un site de prélèvement dans un milieu urbain dense. La plage quotidienne se chiffrait entre 2 et 355 particules/m² (Dris et coll. 2016). Une étude antérieure de Dris et coll. (2015) a mesuré des retombées atmosphériques totales de 29 à 280 particules/m²/jour dans l'agglomération parisienne. Dans la ville de Dongguan, en Chine, les concentrations de microplastique dans des échantillons de retombées atmosphériques prélevés sur trois sites pendant une période de trois mois s'élevaient à 31, 33 et 43 particules/m²/jour (Cai et coll. 2017). Trois types de polymères différents ont été identifiés dans les échantillons de microplastique (PE, PP et PS) et les fibres étaient la forme prédominante des microplastiques échantillonnés. Dans la région métropolitaine de Hambourg, une concentration médiane en retombées de microplastiques entre 136,5 et 512,0 particules/m²/jour a été relevée sur six sites de prélèvement au cours d'une période de 12 semaines (Klein et Fischer 2019). Parmi les microplastiques détectés, 95 % étaient des fragments, les 5 % restants étant constitués de fibres. Pendant les périodes de forte pluie, Dris et coll. (2016) ont observé un nombre supérieur de fibres dans les retombées atmosphériques. Toutefois, d'autres facteurs, temporels et mécanistes, que les auteurs n'ont pas explicités, étaient probablement en cause.

En général, les concentrations atmosphériques de microplastiques sont souvent corrélées à la densité de la population, car l'activité humaine influence fortement la libération de microplastiques dans l'environnement. Le devenir et le transport dépendront des conditions météorologiques dominantes. Le

transport sur de longues distances entre les régions urbaines à la source et les endroits éloignés est très probable.

5. Présence

Cette section passe en revue les données existantes sur la présence de macroplastiques et de microplastiques dans les milieux aquatiques, les milieux terrestres et l'air, ainsi que dans d'autres matrices par lesquelles les humains peuvent être exposés à des microplastiques d'origine environnementale (notamment les aliments et l'eau potable). La présence dans le biote, à l'exception de la présence dans les aliments, est examinée à la section 6. Dans la mesure du possible, les données canadiennes sont présentées. Toutefois, puisque les données sur la présence au Canada sont souvent insuffisantes, des données provenant d'autres régions du monde sont également présentées dans de nombreux cas.

L'évaluation scientifique vise à discuter la présence des microplastiques et des macroplastiques dans l'environnement; toutefois, les documents examinés par les pairs portent généralement davantage sur la présence des microplastiques dans l'environnement plutôt que celle des macroplastiques. Les études portant uniquement sur la présence de macroplastiques dans l'environnement au Canada sont souvent limitées aux données provenant d'initiatives de nettoyage des déchets ainsi qu'aux rapports publiés dans la presse populaire. De plus, de nombreuses études sur la présence de macroplastiques dans l'environnement sont liées aux effets comme l'empêtrement ou l'ingestion. Une grande partie de cette discussion se trouve à la section 6.

L'absence de méthodes et de techniques d'analyse normalisées pose un défi de taille pour la quantification des microplastiques dans l'environnement. Par conséquent, il n'est pas possible de caractériser quantitativement les niveaux d'exposition dans l'environnement ou chez l'humain à l'heure actuelle.

5.1 Présence dans l'environnement

5.1.1 Présence dans le milieu aquatique

La pollution plastique du milieu aquatique est résumée ci-dessous et l'accent est mis sur quatre composantes : les rivages (y compris la zone intertidale), les eaux de surface, la zone benthique (c'est-à-dire le fond d'un plan d'eau) et les eaux souterraines.

Comme il n'existe qu'un nombre limité de protocoles normalisés pour quantifier les microplastiques dans le milieu aquatique, des critères qualitatifs ont été élaborés afin de cerner les études qui employaient des pratiques telles que le recours à des témoins, l'utilisation de verrerie propre et adéquate et des mesures de prévention de la contamination. De plus, les critères utilisés dans le cadre des études portant spécifiquement sur la présence de microplastiques sur les rivages et dans les eaux de surface ont permis de retenir les études dans lesquelles les microplastiques ont été identifiés à l'aide d'une méthode d'analyse telle que la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF), la spectrométrie Raman ou la pyrolyse suivie d'une chromatographie en phase gazeuse avec détection par

spectrométrie de masse (CGSM). Ces critères qualitatifs s'inspirent des connaissances présentées dans Koelmans et coll. (2019), qui utilisent des critères quantitatifs pour déterminer la qualité des études portant sur la présence de microplastiques dans des échantillons d'eau. Toutefois, comme l'ont reconnu Koelmans et coll. (2019) et Hermsen et coll. (2018), ces critères ne constituent pas un jugement absolu de la valeur des études. De plus, comme l'illustre Gouin (2020), ces mesures ne pondèrent pas nécessairement tous les aspects d'une étude de façon appropriée. Par exemple, il est possible que les études qui reposent sur l'identification visuelle des microplastiques obtiennent des notes relativement plus élevées que celles qui utilisent la caractérisation analytique.

L'évaluation scientifique examine l'état actuel des connaissances scientifiques sur la pollution plastique et reconnaît qu'il existe des incertitudes et qu'il manque des renseignements de grande qualité dans plusieurs zones d'étude. Par conséquent, si des études incluses dans le présent rapport s'éloignent des critères susmentionnés, la limite est explicitement mentionnée dans le texte.

Rivages

Dans le but de nettoyer les rivages canadiens, le Grand nettoyage des rivages canadiens (GNRC)⁵ a organisé, depuis 1994, 21 300 activités de nettoyage partout au pays (GNRC, 2018a). Parmi les dix types de détritus les plus couramment ramassés lors du nettoyage des rivages de 2018, sept étaient en plastique ou en contenaient. Parmi les objets qui contenaient du plastique figuraient des mégots de cigarettes, des fragments de plastique ou de la mousse, des bouchons de bouteilles, des sacs en plastique, des bouteilles en plastique, des pailles et des emballages alimentaires (GNRC, 2018b). Un total de 0,1 kt de détritus ont été retirés des rivages canadiens en 2018 (GNRC, 2018b). La figure 4 illustre la contribution des plastiques aux détritus recueillis sur les rivages et recensés dans les levés historiques de nettoyage des plages des Grands Lacs.

⁵ Le Grand nettoyage des rivages canadiens définit les rivages comme étant tous les endroits où les terres sont reliées à l'eau, y compris les criques, les ruisseaux, les rivières, les océans, les marais et même les égouts pluviaux (GNRC [date inconnue])

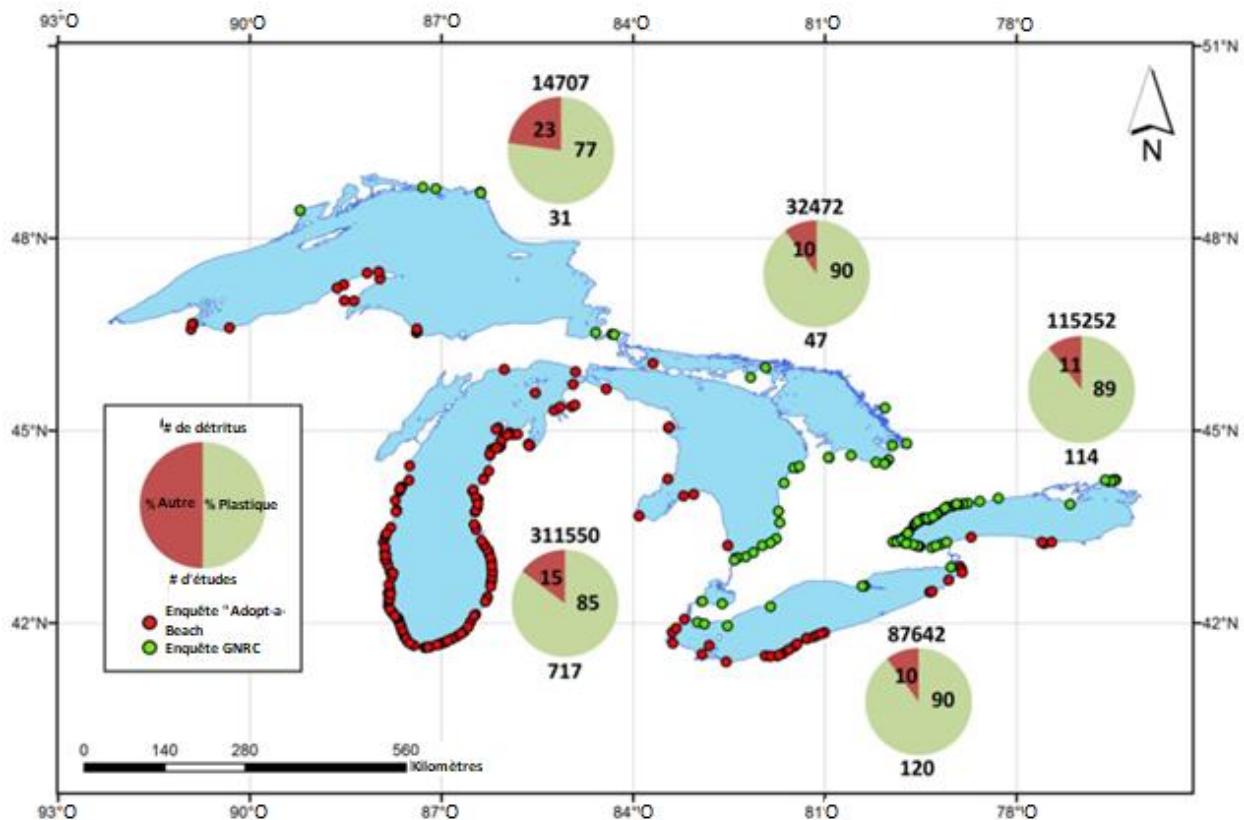


Figure 4 : Levés de nettoyage des plages des Grands Lacs (reproduite avec autorisation, tirée de la figure 2, de Driedger et coll. [2015])

Description longue : Levés de nettoyage des plages des Grands Lacs. La figure montre les sites des levés de nettoyage des plages, le nombre de levés effectués et le pourcentage de détritus anthropiques constitués de plastique pour chacun des Grands Lacs. Lac Ontario : 115252 détritus récupérés de 114 levés (89 % plastique); Lac Érié : 87642 détritus récupérés de 120 levés (90 % plastique); Lac Huron : 31472 détritus récupérés de 47 levés (90 % plastique); Lac Michigan : 344550 détritus récupérés de 717 levés (85 % plastique); Lac Supérieur : 14707 détritus récupérés de 31 levés (77 % plastique). Les données utilisées dans la figure ont été recueillies par les bénévoles d'Adopt-a-Beach^{MC} (AAB) et du Grand nettoyage des rivages canadiens (GNRC) en 2012. (Reproduite avec autorisation, tirée de la figure 2, de Driedger et coll. (2015).

Il convient de noter que le nettoyage des plages cible généralement les gros débris intacts ou largement intacts, ce qui engendre une sous-estimation des débris plastiques de moindres dimensions (Zbyszewski et coll. 2014). En outre, les matières plastiques fragiles peuvent se briser en fragments plus petits au cours de l'analyse, et les morceaux cassés peuvent être quantifiés comme microplastiques au lieu de macroplastiques, ce qui modifie le dénombrement (Esiukova 2017). D'autres méthodes de quantification du plastique peuvent sous-estimer la quantité de microplastiques, comme les levés effectués sur les rivages rocheux. McWilliams et coll. (2018) ont souligné la nécessité de perfectionner les protocoles et les techniques de prélèvement des microplastiques sur les rivages rocheux où les

détritus marins peuvent se prendre entre les roches et dans les crevasses, ce qui a tôt fait d'augmenter le temps qu'ils passent sur la rive. De plus, les vagues peuvent broyer les macroplastiques contre le rivage rocheux, accélérant ainsi leur décomposition en microplastiques. Les auteurs ont effectué un levé des accumulations sur la plage de l'île Fogo, à Terre-Neuve-et-Labrador, et ont constaté que 82 % des détritus marins prélevés sur la surface de la plage rocheuse étaient des plastiques, et que 67 % des détritus étaient inférieurs à 1 cm³.

McWilliams et coll. (2018) ont également mené une étude sur les stocks actuels pour évaluer l'abondance des plastiques à différentes profondeurs de la plage de l'île Fogo. Pour ce faire, on a d'abord prélevé des particules visibles dans la couche supérieure du rivage, pour ensuite pelleter une couche de 5 cm dans un plateau. Un échantillonnage stratifié a été effectué à une profondeur de 20 cm. Dans l'ensemble des couches, le verre représentait 75,7 % des détritus et les plastiques, 17,9 %. Plus de 82 % des particules de plastique prélevées et identifiées visuellement étaient des macroplastiques. On a trouvé des particules de plastique potentielles dans les différentes couches sous la surface où des levés ont été effectués. La grande majorité des petits objets se situait sous la surface. On a constaté que les particules sous la surface étaient plus petites et plus abondantes que les particules à la surface. Le levé d'accumulation en surface, assorti au levé des stocks actuels, donne un aperçu du nombre de particules qu'un levé qui ne tient compte que des particules à la surface pourrait omettre.

Dans le lac Érié, Dean et coll. (2018) ont prélevé douze échantillons de sédiments sur six plages dans l'estran (entre la laisse de basse mer et la laisse de haute mer) et dans l'arrière-plage (entre la laisse de haute mer et la limite intérieure de la plage). Tous les échantillons contenaient des microplastiques, à hauteur de 50 à 146 particules/kg. La plupart des échantillons de l'arrière-plage contenaient des concentrations plus élevées de microplastiques que les échantillons de l'estran. Les fibres étaient le type de microplastiques dominant, suivies des fragments. Il convient de noter que, bien que des précautions aient été prises contre la contamination des échantillons par des microplastiques pendant le traitement, certains échantillons ont été stockés ou prélevés dans des bocaux en PET ou dont le revêtement est en PVC, et, parfois, des récipients en plastique neufs et non ouverts ont été utilisés sur le terrain sans rinçage préalable (Dean et coll. 2018).

La proximité à des sources industrielles peut être associée à des concentrations élevées de plastiques (Zbyszewski et Corcoran 2011, Zbyszewski et coll. 2014, Corcoran et coll. 2015, Driedger et coll. 2015, Ballent et coll. 2016). Un examen des études existantes sur les rivages effectué par Driedger et coll. (2015) a révélé que des concentrations plus élevées de débris de plastique dans la région des Grands Lacs se trouvent généralement dans des zones où l'activité humaine et industrielle est plus élevée. Zbyszewski et coll. (2014) ont prélevé des échantillons le long des rives des lacs Érié, Huron et St. Clair. Des macroplastiques et des microplastiques ont été trouvés sur tous les rivages. De plus, Zbyszewski et Corcoran (2011) ont constaté que, le long de la rive du lac Huron, les granules constituaient la majeure partie du plastique recueilli. Des analyses poussées ont révélé que la plupart des granules industrielles recueillies étaient du PE et du PP semblables à ceux produits par des entreprises pétrochimiques (Zbyszewski et coll. 2014). L'absence relative de débris de plastique sur les rives nord et ouest du lac Huron par rapport à la rive sud-est suggère que les granules suivaient l'écoulement cyclonique des courants d'eau de surface et s'éloignaient de la région de Sarnia (Zbyszewski et Corcoran, 2011;

Zbyszewski et coll. 2014). Dans le même ordre d'idées, Corcoran et coll. (2015) ont recueilli 6172 morceaux de plastique sur la plage du parc Humber Bay Ouest, sur la rive nord-ouest du lac Ontario, et ont constaté que les granules industrielles constituaient le type de plastique le plus souvent récupéré, suivies de fragments. À l'exception du PS, qui n'a été quantifié que par la masse en raison de la grande quantité recueillie, la concentration de matières plastiques était de 21,8 articles/m². La majorité des granules et des fragments s'étaient accumulés dans la matière organique le long de la ligne de rivage. Plusieurs affluents avoisinants traversent des zones fortement industrialisées avant de se jeter dans le lac Ontario. Les chercheurs ont observé des types similaires de granules de plastique dans les sites d'échantillonnage, le long des affluents et à la plage, ce qui laisse croire qu'il s'agit d'une voie de transport (Corcoran et coll. 2015). Ballent et coll. (2016) ont constaté que les plus fortes concentrations de microplastiques dans les sédiments de plage, le long du lac Ontario, se trouvaient dans la région du Grand Toronto, plus précisément dans une zone composée de cinq bassins versants qui contenaient la moitié de toutes les installations de production de plastique de la région à l'étude ainsi que 40 % de la population totale à ce moment-là. Dans cette étude, les fragments constituaient le type prédominant de microplastiques observés dans les sédiments de plage (moyenne de 140 particules/kg p.s.), suivis des fibres.

Munier et Bendell (2018) ont identifié visuellement et recueilli des déchets de plastique sur la plage de l'inlet Burrard, en Colombie-Britannique. Sur les 150 articles qu'ils ont recueillis, 144 étaient des matières plastiques. Ces articles ont été classés en sept grands groupes : les sacs, les pièces de voiture ou de vélo, les articles de la vie quotidienne, les plastiques alimentaires, les plastiques d'emballage, les plastiques à usage fonctionnel, et les jouets pour enfants. La majorité des plastiques étaient liés à la consommation alimentaire, comme des tasses, des pailles, des fourchettes et des emballages.

Les plastiques à usage unique sont l'un des types de macroplastique les plus répandus sur les rivages dans le monde. Au Canada, 17 % des détritus ramassés sur le rivage étaient des objets en plastique à usage unique associés aux aliments et aux boissons (GNRC 2018b). De même, Earthwatch Europe (2018) a constaté que les plastiques à usage unique constituent une catégorie importante de pollution plastique dans les milieux d'eau douce en Europe. Les dix macroplastiques les plus répandus dans les milieux d'eau douce d'Europe étaient les bouteilles en plastique (14 % des polluants plastiques identifiables), les emballages alimentaires (12 %), les mégots de cigarettes (9 %), les récipients alimentaires pour mets à emporter (6 %), les bâtonnets de coton (5 %), les verres (4 %), les articles sanitaires (3 %), les emballages pour le tabac (2 %), les pailles, agitateurs et couverts en plastique (1 %) et les sacs en plastique (1 %) (Earthwatch Europe 2018). Les mégots de cigarettes se classent au premier rang dans les listes de détritus en Europe et au Canada, et sont aussi arrivés en tête de liste des détritus les plus souvent ramassés lors du nettoyage des rivages du Canada de 2018. De plus, les détritus liés au tabagisme représentent 42,1 % de tous les types de détritus. Dans l'Atlantique Nord-Est, de 2 à 30 cm de détritus marins ont été ramassés sur les plages des Açores et les objets en plastique représentaient 93 % (26 321 objets) de l'ensemble des détritus. Les détritus recueillis se composaient dans une proportion de 15,1 % de déchets à usage unique, de 7,9 % d'articles liés à la pêche et de 71 % de fragments (Pieper et coll. 2015). Dans les Caraïbes méridionales, 42 585 objets mesurant plus de 25 mm ont été ramassés à dix endroits sur les plages de sable d'Aruba. Parmi les détritus ramassés, 89 % (38 007 objets) étaient en

plastique. Les détritus ramassés se composaient dans une proportion de 51 % de plastique à usage unique, dont 18 % de capsules de bouteilles ou de contenants, 9 % de pailles et 7 % de cigarettes. De plus, 5 % de tous les détritus recueillis étaient rattachés à la pêche et 40 % étaient des fragments d'origine indiscernable (Scisciolo et coll. 2016).

Au Canada, les détritus liés à la pêche ne représentaient que 1 % des détritus ramassés lors du nettoyage des rivages canadiens de 2018 (GNRC 2018b). De plus, les objets en plastique liés aux activités de la pêche constituent une quantité importante de déchets plastiques que l'on recueille sur les rivages du monde (Browne et coll. 2010; Chen H et coll. 2019; PEMA 2019). Les détritus de la pêche sont particulièrement importants dans l'Arctique, où la plupart des détritus marins analysés dans le nord de la Norvège, dans la région de la mer de Barents et dans l'Arctique provenaient d'activités liées à la pêche (Hallanger et Gabrielsen 2018). Les détritus de la pêche représentaient également de 48 % à 100 % en masse des détritus recueillis sur les plages de Svalbard, en Norvège (PEMA 2019). En moyenne, 1 040 objets/km de plastique ont été ramassés en Islande, ce qui correspond à une moyenne de 104 kg/km issus principalement de pêcheries islandaises (Kienitz 2013).

Des plastiques ont été signalés sur des rivages partout dans le monde. Des microplastiques ont été trouvés sur chaque plage californienne où Horn et coll. (2019) ont fait des prélèvements, et les fibres représentaient 95 % des microplastiques. Des macroplastiques ont été ramassés sur des plages en Polynésie (Connors 2017) et sur des rivages de Chine orientale (Chen H et coll. 2019) visés par une étude. En Chine, des microplastiques ont été détectés sur les plages adjacentes aux mers de Bohai et Jaune, où les flocons étaient la forme de plastique la plus abondante (Zhou et coll. 2018). Sur les plages d'Afrique du Sud où des prélèvements ont été effectués, les granules industriels étaient la forme de plastique la plus abondante (Ryan et coll. 2018). Généralement, les granules pénètrent dans l'environnement après un déversement accidentel sur terre ou en mer, et les conditions météorologiques jouent un rôle dans l'accumulation des granules industriels, ainsi que dans la présence de matières organiques échouées sur la plage (p. ex., bois, algues) dans lesquelles elles peuvent être piégées (Corcoran et coll. 2015; Ryan et coll. 2018). Des microplastiques ont également été détectés sur les plages de la côte sud-est de l'Inde (Karthik et coll. 2018). Enfin, les macroplastiques et microplastiques sont largement répandus dans l'Arctique, malgré l'éloignement de cette région des zones industrialisées et très peuplées (PEMA 2019). Voir la section B-1 de l'annexe B pour obtenir de plus amples renseignements sur la présence de matières plastiques sur les rivages.

Eaux de surface

Plusieurs études ont porté sur la pollution plastique dans l'eau de mer et les plans d'eau douce du Canada, en particulier dans les Grands Lacs. Selon Driedger et coll. (2015), les zones d'activité humaine et industrielle importantes dans la région des Grands Lacs sont généralement associées à une plus grande pollution plastique dans les bassins adjacents des Grands Lacs.

Dans le *Résumé scientifique sur les microbilles* de 2015 du gouvernement du Canada (ECCC 2015), plusieurs publications faisant état de la présence de microplastiques dans l'eau de mer et les plans d'eau

douce ont été résumées. En partant de ces données, nous présentons ci-dessous un examen de la documentation actuelle sur la présence des microplastiques dans les eaux de surface au Canada.

Des concentrations plus élevées de plastique peuvent être mesurées près des ports ou des zones récréatives, et des voies de navigation (PNUE 2016). Hendrickson et coll. (2018) ont étudié la présence des microplastiques dans les eaux de surface de l'ouest du lac Supérieur. Les sites de prélèvement ont été choisis de manière à tenir compte de milieux pour lesquels on soupçonne une distribution différente des microplastiques en raison de la proximité à des sources présumées de pollution par les microplastiques, comme les stations d'épuration des eaux usées, les rives en milieu urbain et le débit sortant des rivières. En moyenne, les régions estuariennes et portuaires étaient les plus riches en microplastiques, suivies des sites en eau libre, puis des rivages. L'abondance moyenne pour tous les sites se chiffrait à 37 000 particules/km². Les fibres étaient le type de particules le plus abondant, suivies des fragments, des films, des billes et des mousses.

Anderson et coll. (2017) ont décelé des microplastiques dans tous les échantillons d'eau de surface prélevés dans le lac Winnipeg à des densités variant de 66 788 à 293 161 particules/km². La densité de microplastiques dans le lac Winnipeg était significativement plus élevée que celles déclarées pour le lac Supérieur et le lac Huron, mais demeurait comparable à celles du lac Érié. Il n'y avait pas d'écart significatif entre les rivages et les sites extracôtiers. Les fibres étaient le type de plastique le plus courant, tandis que les films et les mousses étaient les moins courants. En général, les microfibres sont l'un des types de microplastique les plus courants dans le milieu aquatique (Anderson et coll. 2017; Burns et Boxall 2018; Dean et coll. 2018; Hendrickson et coll. 2018; Collicutt et coll. 2019; Corcoran et coll. 2020). Toutefois, la distribution du type de microplastique en question peut également dépendre du site du prélèvement ainsi que de la méthode de quantification.

Grbić et coll. (2020) ont quantifié les microplastiques et les autres particules d'origine anthropique présents dans le lac Ontario. Des échantillons ont été prélevés dans les eaux de surface, les effluents d'eaux usées de trois stations de traitement des eaux usées, le ruissellement des eaux pluviales urbaines et le ruissellement agricole. On a trouvé des microplastiques en PVC, en PP et en PE dans tous les types de bassins versants. Le PET et le PE étaient les types de polymères les plus prédominants dans les eaux de surface, le PE dans le ruissellement des eaux pluviales, le PET dans les effluents d'eaux usées, et le PVC et le PP dans le ruissellement agricole.

À l'échelle mondiale, on a fait état de plastiques dans les eaux de surface douces et marines, et des recherches approfondies ont été menées dans les eaux de surface marines. Des macroplastiques ont été trouvés dans la mer Adriatique, où les sacs en plastique constituent près d'un tiers des macroplastiques flottants (Zeri et coll. 2018). Les objets en mousse de PS ont été les plus fréquemment observés dans le Pacifique Sud, le Pacifique Nord, l'Atlantique Sud et l'océan indien ainsi qu'à proximité de l'Australie (Eriksen et coll. 2014). Au fur et à mesure que le plastique se répand dans les océans du monde, il s'accumule dans les gyres subtropicaux, comme dans le gyre subtropical de l'Atlantique Nord et le gyre subtropical du Pacifique Nord, que l'on appelle communément le vortex de déchets du Pacifique Nord (Eriksen et coll. 2014; Poulain et coll. 2019). Des microplastiques ont également été décelés dans le lac Michigan aux États-Unis (Mason et coll. 2016), dans la Méditerranée (de Haan et coll. 2019) et dans

l'océan Pacifique Nord-Ouest (Pan et coll. 2019). Enfin, des macroplastiques et des microplastiques ont été détectés dans les eaux de surface de L'Arctique et dans la glace de mer, et la majorité des microplastiques étaient des fibres (Obbard et coll. 2014; Lusher et coll. 2015a; Peeken et coll. 2018). Voir la section B-2 de l'annexe B pour obtenir d'autres données sur la présence de matières plastiques dans les eaux de surface.

Zone benthique

Des microplastiques ont été signalés dans la zone benthique des eaux canadiennes. Par exemple, dans une étude sur l'abondance et la distribution des microplastiques dans les sédiments de surface dans le détroit de Baynes et le chenal Lambert en Colombie-Britannique (Kazmiruk et coll. 2018), des particules identifiées visuellement comme étant des microplastiques ont été recensés en abondance dans les sédiments prélevés à tous les sites de prélèvement. Les microbilles étaient le type de microplastique le plus courant, suivis des fibres et des fragments, et un maximum de 25 368 billes/kg de sédiments a été prélevé dans un site.

Ballent et coll. (2016) ont quantifié les microplastiques du lac Ontario dans les sédiments des rivages, des affluents et des plages. Les fragments et les fibres étaient le principal type de microplastique dans la gamme de taille inférieure à 2 mm, et les fragments et les granules industriels étaient le principal type de microplastique dans la plage de taille supérieure à 2 mm. Les fibres étaient plus abondantes dans les échantillons des rivages et des granules étaient présents dans tous les milieux sédimentaires, mais absents des pièges à sédiments. Le PE était le type de polymère le plus courant parmi les échantillons analysés. L'abondance moyenne des microplastiques était de 760 particules/kg de sédiments. Les plus grandes abondances de microplastiques ont été trouvées dans les sédiments sur les rivages, à hauteur de 980 particules/kg p.s., suivis des sédiments des affluents et des plages. Des prélèvements ont également été effectués au fond du lac Ontario, et un total de 35 microplastiques ont été trouvés dans les deux carottes d'échantillonnage (Corcoran et coll. 2015). Aucun plastique n'a été décelé dans les échantillons prélevés à des profondeurs supérieures à 8 cm.

Dean et coll. (2018) ont examiné la présence de microplastiques dans les sédiments sur les rivages et des affluents du lac Érié. Des échantillons de sédiments benthiques ont été prélevés à proximité du rivage du lac Érié, à l'embouchure de la rivière Grand et dans la rivière Detroit. Des sédiments ont également été prélevés dans deux affluents du nord-ouest du lac Érié et dans deux affluents du nord-est. La concentration de microplastiques dans les échantillons prélevés près du rivage variait de 0 à 391 particules/kg de sédiments, et les fibres étaient le principal type de microplastique, suivies des fragments. Les prélèvements dans les affluents contenaient de 10 à 462 particules/kg de sédiments. Les fragments étaient les microplastiques plus fréquents, suivis des fibres. Un prélèvement effectué dans l'affluent du canal Welland, qui est exposé à un trafic maritime élevé et à une population importante, contenait la concentration de microplastiques la plus marquée. Le prélèvement du piège à sédiments passif ne contenait aucune particule de microplastique, alors que le prélèvement instantané effectué au même endroit contenait 390 particules/kg de sédiments (Dean et coll. 2018).

Corcorant et coll. (2020) ont étudié la distribution des microplastiques dans la rivière Thames, en Ontario. Des échantillons de sédiments benthiques ont été recueillis à 34 endroits le long de la rivière. Tous les échantillons contenaient des microplastiques, la concentration moyenne de ceux-ci étant de 612 particules de microplastiques/kg p.s. de sédiments. Les fibres étaient les plus abondantes (60 %), suivies des fragments (37 %) et des billes (3 %). Le polymère le plus répandu était le PET pour les fibres et le PE pour les fragments. Les sections urbaines contenaient en moyenne 269 microplastiques/kg p.s., comparativement aux sections rurales qui contenaient en moyenne 195 microplastiques/kg p.s. Toutefois, le type d'utilisation qui est faite des terres n'a pas eu d'influence importante sur l'abondance des microplastiques. En outre, c'est dans les échantillons qui contenaient les sédiments les plus fins et le plus de débris organiques que l'on a décelé la plus grande abondance de microplastiques.

Goodman et coll. (2020) ont effectué des relevés vidéo sous-marins de débris benthiques dans la baie de Fundy. Des sondages ont été réalisés à 281 endroits différents, fournissant 33 heures de séquences vidéo sur le fond marin. À partir de la zone balayée, 47 débris ont été identifiés visuellement, et 51 % de ceux-ci ont été classés dans la catégorie des plastiques (71 % étaient des sacs de plastique). Les engins de pêche abandonnés, perdus et jetés, qui comprenaient diverses matières plastiques, représentaient 28 % de tous les débris.

Dans le monde, des plastiques ont été signalés dans les sédiments marins où les microplastiques dominent généralement. Des macroplastiques ont été trouvés dans des sédiments de l'Argentine et du Royaume-Uni et le type dominant de plastique était les contenants et les emballages (Browne et coll. 2010; Blettler et coll. 2017). Des macroplastiques et des microplastiques ont également été trouvés dans des sédiments en Italie. Les fibres étaient le type de microplastique le plus abondant (Fastelli et coll. 2016). De même, les fibres étaient le type de microplastique prédominant en Croatie et dans l'Arctique (Sundet et coll. 2016; Blašković et coll. 2017; Renzi et coll. 2019a). Les microplastiques provenant des sédiments fluviaux de Shanghai étaient principalement constitués de sphères, et le polymère le plus courant était le PP, ce qui n'est pas sans rappeler la situation en Hongrie et sur l'île corallienne de Rameswaram, sur la côte sud-est de l'Inde (Peng et coll. 2018; Vidyasakar et coll. 2018; Bordós et coll. 2019). Des plastiques ont été recueillis sur les fonds marins situés près de la côte méditerranéenne espagnole (García-Rivera et coll. 2018), sur les fonds marins de l'Arctique (PEMA 2019) ainsi que dans la fosse des Mariannes de l'océan Pacifique (Chiba et coll. 2018). Voir la section B-3 de l'annexe B pour obtenir d'autres données sur la présence de matière plastique dans la zone benthique.

Eaux souterraines

Les eaux souterraines sont probablement moins vulnérables à la pollution par les microplastiques que les eaux de surface (OMS 2019), bien que l'on ait récemment émis l'hypothèse que les microplastiques des sols peuvent être transportés vers les réseaux d'aquifères et à l'intérieur de ces derniers (Re 2019). Actuellement, il existe très peu de données empiriques sur la présence de microplastiques dans les eaux souterraines.

Mintenig et coll. (2019) ont étudié la présence de microplastiques dans l'eau potable provenant de sources souterraines dans la région nord-ouest de l'Allemagne. L'eau souterraine a été fournie par des

puits situés à au moins 30 m de profondeur et des microplastiques de plus de 20 µm ont été détectés. Malgré l'utilisation de très grands volumes d'eau (1 000 L), de très faibles concentrations de microplastique ont été observées dans les eaux souterraines, allant de 0 à 0,007 particule/L, et la concentration moyenne était de 0,0007 particule/L. Tous les microplastiques trouvés étaient de petits fragments mesurant entre 50 et 150 µm, les principaux types de polymères étant le polyester, le PVC, le PE, le PA et la résine époxy.

Une étude sud-africaine de détermination de la portée a relevé les microplastiques dans les eaux souterraines de quatre puits de forage à Potchefstroom (nord-ouest), en Afrique du Sud (Bouwman et coll. 2018). La concentration moyenne de microplastiques déclarée était de 0,167 particule/L. Parmi les microplastiques identifiés, beaucoup de fragments entraient dans la catégorie de taille, inférieure à 600 µm.

Panno et coll. (2019) ont étudié la présence de microplastiques dans des sources et des puits (de moins de 65 m) provenant de deux aquifères karstiques de l'État d'Illinois aux États-Unis. Des études antérieures sur la chimie des eaux souterraines dans ces régions ont fait état de données laissant penser que l'apport viendrait d'effluents de fosses septiques. Les auteurs ont signalé la présence de microplastiques dans seize des dix-sept échantillons d'eau prélevés, dont la concentration médiane se chiffre à 6,4 particules/L et la concentration maximale s'établit à 15,2 particules/L. En raison des limites analytiques, les auteurs ont souligné qu'il se peut que certaines particules qu'ils ont signalées comme étant des plastiques puissent être en fait des fibres d'origine naturelle.

5.1.2 Présence dans le milieu terrestre

Détritus

Les renseignements sur la présence de plastique dans les détritus sont rares; cependant, les vérifications des détritus des villes ont fourni des données sur la composition des détritus dans les villes canadiennes. Par exemple, les vérifications des détritus effectuées à Edmonton (2019), à Toronto (2016) et Vancouver (2019) ont révélé que 32 %, 31 % et 46 % des grandes portées, respectivement, étaient composées de plastique (AET Group 2016; AET Group 2019; Dillon Consulting 2019). Dans ces villes, les gros détritus étaient définis comme étant supérieurs à 25,8 cm². Les objets en plastique trouvés dans les détritus urbains de ces villes comprenaient des mégots de cigarette, des pellicules en plastique, des pailles et des emballages en plastique. Les activités de nettoyage des rivages, comme le Grand nettoyage des rivages canadiens, fournissent également des données sur les détritus, comme le résume la section 5.1.1.

Sol

La présence des plastiques dans le sol n'est pas aussi bien étudiée que dans l'eau et les sédiments. Le sol est un important milieu naturel dans lequel on peut quantifier les microplastiques, car ces derniers peuvent pénétrer dans le sol après la dégradation du paillage plastique ou l'application de biosolides, entre autres sources. Puisque les recherches sur la présence de microplastiques dans le sol sont insuffisantes, les critères de sélection des études pour le présent rapport étaient moins rigoureux que pour les eaux de surface.

Crossman et coll. (2020) ont mesuré les microplastiques dans les biosolides de deux fournisseurs ainsi que dans le sol de trois champs agricoles en Ontario sur lesquels les biosolides ont été appliqués. Un champ témoin sans antécédents d'utilisation de biosolides a également été l'objet d'un échantillonnage. Des microplastiques ont été trouvés dans tous les échantillons de biosolides recueillis, dans des concentrations moyennes allant de 8 678 à 14 407 particules/kg p.s. Dans l'ensemble, les fragments étaient plus abondants que les fibres, comprenant 63% à 73% des microplastiques dans les biosolides. Les concentrations moyennes de microplastics dans le sol variaient entre 24 et 358 particules/kg. Les microplastiques de PE étaient les polymères de plastique les plus abondants dans les biosolides et le sol. Les concentrations de microplastiques dans tous les champs qui avaient déjà été traités avec des biosolides étaient plus élevées que dans le groupe témoin. Le sol du champ dans lequel on avait appliqué antérieurement le plus grand nombre de traitements de biosolides présentait la plus forte concentration de microplastiques avant le traitement, ce qui suggère une accumulation potentielle de microplastiques provenant d'applications de biosolides antérieures. Les concentrations de microplastiques dans le sol ont augmenté de façon considérable immédiatement après l'épandage de biosolides dans deux champs, tandis que le troisième a montré une réduction. Un seul champ a montré un gain net en microplastiques au cours de l'étude. Malgré les concentrations élevées de microplastiques qui ont été épandus sur le sol au moyen de biosolides, plus de 99 % de ces microplastiques n'ont pas été mesurés pendant l'échantillonnage du sol. De plus, il y a eu une augmentation de la proportion de fragments dans le sol pendant et peu après l'épandage de biosolides, mais la proportion de fragments a fini par diminuer avec une augmentation correspondante de la proportion de fibres. Cela peut indiquer que les fragments de biosolides sont transportés de préférence hors de la matrice du sol, mais que les fibres sont conservées.

En Allemagne, on a observé que les terres agricoles contenaient 206 morceaux de macroplastiques par hectare. La concentration moyenne des microplastiques de 1 à 5 mm était de 0,34 particule/kg p.s. de sol (de 0 à 1,25 particule/kg p.s.). Le type de polymère le plus courant pour les macroplastiques et les microplastiques était le PE (67,9 % et 62,50 %, respectivement) (Piehl et coll. 2018).

Liu et coll. (2018) ont trouvé des plastiques dans le sol des terres agricoles de la banlieue de Shanghai, en Chine. Des macroplastiques de 5 mm à 2 cm de diamètre ont été trouvés à une concentration de 6,75 objets/kg dans un sol peu profond (de 0 cm à 3 cm) et de 3,25 objets/kg dans un sol profond (de 3 cm à 6 cm). La concentration de microplastiques s'établissait à 78,0 objets/kg dans un sol peu profond et à 62,5 objets/kg dans un sol profond. En général, Liu et coll. (2018) ont constaté que la terre végétale contenait des concentrations plus élevées de particules de plastique de grande taille. Les fibres, les fragments et les films étaient les types de plastiques les plus courants et la majorité des plastiques ramassés étaient du PP et du PE. Zhang et Liu (2018) ont également exploré la présence de microplastiques dans les terres arables du sud-ouest de la Chine. La zone d'étude comprenait deux zones cultivées en amont et dans l'estuaire de la rivière Chai, ainsi qu'une zone tampon de terres cultivées qui, en 2009, a été convertie pour accueillir des arbres indigènes. Des particules de plastique ont été décelées dans tous les échantillons, à des concentrations allant de 7 100 à 42 960 particules/kg, lesquelles sont beaucoup plus élevées que celles mesurées par Liu et coll. (2018). En outre, la plupart des microplastiques avaient une taille inférieure à 1 mm et le type de microplastique dominant était les

fibres, constituant en moyenne 92 % des échantillons. Lors du traitement des eaux usées, les microplastiques peuvent se déposer dans les boues d'épuration, lesquelles peuvent ensuite être épandues sur les sols agricoles et servir d'engrais (Corradini et coll. 2019). Corradini et coll. (2019) ont prélevé des échantillons dans 30 champs agricoles au Chili qui présentaient des caractéristiques chimiques et physiques du sol similaires, mais dont l'épandage des boues dans les registres différait au cours des dix dernières années. Les auteurs ont trouvé des concentrations élevées de microplastiques dans le sol et ont signalé que les microplastiques s'accumulent dans le sol après des applications successives de boues. Scheurer et Bigalke (2018) ont trouvé des microplastiques à des concentrations qui pouvaient atteindre 55,5 mg/kg (593 particules/kg) dans des échantillons de sol prélevés dans une plaine inondable en Suisse, et dont la concentration moyenne était de 5 mg/kg. Des macroplastiques de 5 mm à 2,5 cm ont également été trouvés, mais à des concentrations beaucoup plus faibles.

5.1.3 Présence dans l'air

Air intérieur

On dispose de peu de données sur l'exposition aux microplastiques dans l'environnement intérieur. On n'a relevé que deux études dans lesquelles on a prélevé des échantillons d'air intérieur et trois études dans lesquelles on a prélevé des échantillons de « retombées » ou de poussière déposée (c.-à-d. des particules prélevées sur des surfaces ou dans des sacs d'aspirateur) afin de caractériser les microplastiques dans l'air intérieur. En général, les particules ont été examinées, comptées au microscope et caractérisées selon leur taille, leur forme et leur composition. Toutefois, les techniques précises de collecte et d'analyse variaient, de sorte qu'il est impossible de comparer les études.

Dans l'environnement intérieur, les microplastiques se trouvent plus souvent dans les dépôts de poussière que dans l'air, car ils sont plus denses que l'air (Henry et coll. 2019). Ce type d'exposition concerne particulièrement les tout-petits et les jeunes enfants, puisqu'ils rampent et portent les mains à la bouche. Cependant, aucune donnée n'a été relevée sur la distribution des microplastiques à l'intérieur. L'inhalation est donc également considérée comme une voie d'exposition potentielle.

Dris et coll. (2017) ont examiné les fibres dans l'air intérieur, les retombées à l'intérieur et les poussières déposées dans deux appartements et un bureau en ville à Paris. Ils ont constaté qu'environ 33 % des fibres étaient synthétiques, dont le PA, le PP et le PE. Les auteurs ont rapporté des concentrations atmosphériques de 1 à 60 fibres par m^3 (médiane de 5,4 fibres par m^3) et des concentrations de poussière de 190 à 670 fibres par mg. La méthode était restreinte aux fibres de plus de 50 μm de longueur. Cependant, il y avait une relation inverse entre le nombre de fibres et leur taille, ce qui donne à penser que des fibres plus petites pourraient être présentes en plus grand nombre. Les concentrations de fibres dans l'air intérieur étaient considérablement plus élevées que dans l'air extérieur.

Vianello et coll. (2019) ont prélevé des échantillons d'air intérieur dans trois appartements au Danemark et ont établi que les microplastiques représentaient 4 % des particules identifiées. Les échantillons contenaient en moyenne 9,3 microplastiques par m^3 . La plupart (81 %) d'entre eux étaient des polyesters et le PE, le PP et le polyacrylonitrile (PAN) faisaient partie des autres polymères identifiés.

Des fibres et des fragments ont tous deux été observés, et le seuil de détection selon la taille était de 11 µm. Comme l'ont fait Dris et coll. (2017), Vianello et coll. (2019) ont relevé une relation inverse entre la concentration en microplastiques de l'échantillon et la médiane de la distribution des tailles.

De la poussière a été analysée dans 39 demeures à différents endroits en Chine (Liu C et coll. 2019). Du PET a été décelé dans tous les échantillons et du PC a été trouvé dans 74 % des échantillons. La méthode employée permettait de détecter les particules de l'ordre de 50 à 2 000 µm. La plupart des microplastiques étaient sous forme fibreuse. Les polymères synthétiques représentaient environ 40 % des fibres recueillies, notamment le polyester, le PU, le PA, le PE, le PP et le PAN. Une concentration de 17 à 620 fibres par mg de poussière a été rapportée. Les auteurs de l'étude ont également fait état d'une concentration de PET dans la poussière dépendante de la masse (médiane de 27 µg par mg) et une concentration de PC dans la poussière variant selon la masse (médiane de 0,005 µg par mg).

Dans une étude précédente (Schneider et coll. 1996), on s'est penché sur l'exposition individuelle aux fibres dans certains sites européens et on a recueilli la poussière en suspension dans l'air au moyen de pompes d'échantillonnage personnelles. La composition des fibres n'a pas été déterminée, mais parmi les fibres organiques synthétiques peuvent figurer du PE, du PP, du poly(alcool de vinyle), du polyester, du PA et du poly(tétrafluoroéthylène) (PTFE).

Cox et coll. (2019) ont estimé grossièrement l'exposition par inhalation aux microplastiques en utilisant les concentrations atmosphériques des fibres qu'ont établies Dris et coll. (2017) et Tunahan Kaya et coll. (2018) (voir la partie sur l'exposition dans l'air extérieur), en supposant que 33 % des fibres et des particules étaient en fait des microplastiques (Dris et coll. 2017). De même, Prata (2018) a utilisé les données de Gasperi et coll. (2015) pour estimer le nombre de microplastiques en suspension dans l'air qui pourrait pénétrer dans les poumons chaque jour chez l'humain. Toutefois, comme nous l'avons mentionné ci-dessus, aucune estimation quantitative de l'exposition aux microplastiques provenant de l'air intérieur et de la poussière n'a été effectuée aux fins de cette évaluation en raison du nombre limité d'études, de la très petite taille des échantillons et des techniques et critères variés employés pour la collecte des échantillons et la caractérisation des particules.

Air extérieur

Seules quelques études ont porté sur les microplastiques dans les échantillons d'air extérieur. Les méthodes de surveillance utilisent des techniques d'échantillonnage où des volumes d'air prédéterminés sont passés dans des filtres sur lesquels les particules sont recueillies. En outre, des techniques passives qui dépendent des retombées atmosphériques sur une surface d'échantillonnage ou un filtre sont utilisées. La confirmation de la présence de microplastiques parmi toutes les particules est ensuite établie par les méthodes habituelles. Si aucune donnée canadienne n'existe, quelques études ont cependant été menées en Europe, en Asie et au Moyen-Orient.

Dris et coll. (2017) ont mesuré les concentrations totales de fibres, y compris les fibres de microplastique, à environ trois mètres de la surface du toit d'un immeuble de bureaux situé à environ 10 km du centre de Paris (à quatre reprises dans l'année pour tenir compte des variations saisonnières). La concentration de fibres mesurée à l'extérieur variait entre 0,3 et 1,5 fibre/m³ (médiane de

0,9 fibre/m³) et était significativement inférieure aux concentrations mesurées à l'intérieur du bureau et dans deux sites résidentiels dans la même région. Un échantillon prélevé lors d'une journée pluvieuse d'hiver contenait cinq fois plus de fibres, ce qui suggère que la pluie a provoqué une retombée de fibres. La méthodologie utilisée dans cette étude est assortie d'un seuil inférieur d'observation de 50 µm. Cependant, les résultats ont révélé un nombre plus élevé de particules dans la fraction des petites tailles, ce qui laisse croire que les microplastiques de moins de 50 µm pourraient être présents en plus grand nombre.

La concentration de microplastiques atmosphériques en suspension (MPAS) mesurée à Shanghai variait de 0 à 4,18 MPAS/m³ (moyenne de 1,42 MPAS/m³) (Liu K et coll. 2019a). Les fibres de microplastique comptaient pour 67 % des MPAS, suivies des fragments et des granules (30 % et 3 %, respectivement). La taille et la concentration des microplastiques variaient en fonction de l'altitude. La concentration des MPAS était à son plus élevé plus près du sol (1,7 mètre) et était plus faible à plus haute altitude (33 mètres et 80 mètres). Des particules de plus grande taille (plus de 5 000 µm) ont également été détectées près du sol et non à des altitudes supérieures. On a établi que les échantillons représentaient 54 % de l'ensemble des particules recueillies et qu'elles étaient composées principalement de PET, de PE, de polyester et de PAN. Le poly(*N*-méthylacrylamide) (PAA) était les MPAS dominantes à la plus haute altitude. Il convient de noter que la rayonne a été incorporée à la définition des MPAS. Comme cette matière est synthétisée avec de la cellulose, elle n'est pas toujours classée avec les microplastiques. Cette étude estime que l'adulte moyen à Shanghai inhale 21 microplastiques par jour.

Les données limitées sur les microplastiques dans l'air extérieur, mesurées en France et en Chine, indiquent collectivement un niveau d'exposition d'environ un microplastique par m³ d'air. Les fibres de microplastique sont le principal mode d'exposition. Cependant, l'exposition à des microplastiques plus petits, en particulier ceux dont la taille est inférieure à 50 µm, suscite une incertitude importante. Dans l'air extérieur, on prévoit que la plupart des expositions humaines par inhalation se produiront près du niveau du sol et que les concentrations seront assimilées à de nombreux facteurs, dont la proximité géographique des sources de microplastique extérieures, le vent, la température et les précipitations (Prata 2018). Comme les gens passent moins de temps à l'extérieur ou dans les transports en commun, ils seraient exposés à moins de microplastiques à l'extérieur qu'à l'intérieur.

Quelques études ont examiné la contribution aux concentrations ambiantes de PM_{2,5} et de PM₁₀ des émissions provenant de l'usure des pneus (Panko et coll. 2013, 2019; Kole et coll. 2017; Kreider et coll. 2019). En général, les données sur la pollution causée par l'usure des pneus sont rares et disponibles à quelques endroits seulement, et les estimations sont calculées indirectement en fonction d'observations limitées. Nonobstant les limites de l'étude, une analyse récente de Panko et coll. (2019) suggère que les émissions provenant de l'usure des pneus contribuent moins de 1 % aux concentrations ambiantes de PM_{2,5} et moins de 3 % aux concentrations ambiantes de PM₁₀.

5.2 Présence dans les aliments et l'eau potable

5.2.1 Présence dans les aliments

Les connaissances actuelles sur la présence des microplastiques dans les aliments sont limitées. Les sources ponctuelles confirmées de microplastique dans les aliments sont actuellement inconnues; cela dit, les microplastiques entrent probablement dans la chaîne alimentaire par la décomposition des déchets plastiques dans des matrices environnementales, comme l'eau et l'air. Par exemple, les espèces animales consommées par l'homme peuvent ingérer des microplastiques provenant de milieux aquatiques ou être exposées par transfert trophique de microplastiques de proie à prédateur (EFSA 2016, Toussaint et coll. 2019). Il se peut également que les microplastiques présents dans l'air ambiant se déposent sur les aliments (Catarino et coll. 2018; Li et coll. 2018a). Dans un certain nombre d'études sur la présence de microplastiques, la contamination des blancs de laboratoire et des échantillons à l'essai par des microplastiques de fond et/ou dans l'air ambiant a été désignée comme une difficulté méthodologique (Mathalon et Hill 2014, Lachenmeier et coll. 2015).

Certaines études laissent croire que la fabrication, la transformation et la manipulation des aliments ainsi que les matériaux d'emballage alimentaire pourraient constituer des sources ponctuelles potentielles de microplastiques dans les aliments (Karami et coll. 2018, Oßmann et coll. 2018; Schymanski et coll. 2018). Toutefois, à ce jour, aucune preuve scientifique concluante n'indique que les matériaux d'emballage des aliments, lorsqu'ils sont utilisés aux fins prévues (c.-à-d. dans des conditions normales d'utilisation), constituent une source de microplastiques dans les aliments ou l'eau embouteillée. D'autres études sont nécessaires pour déterminer si la fabrication, la transformation et/ou la manipulation des aliments ainsi que les matériaux d'emballage des aliments peuvent contribuer aux concentrations de microplastique dans les aliments.

La majorité des données sur la présence de microplastiques dans les aliments se rapportent à des analyses effectuées à l'échelle internationale et, sauf indication contraire, il ne s'agit pas de données propres au Canada. La plupart des études se sont concentrées sur l'étude de la teneur en microplastiques des fruits de mer, en particulier le poisson et les mollusques pêchés dans des milieux marins non canadiens (EFSA 2016; FAO 2017; Lusher et coll. 2017; Barboza et coll. 2018; Toussaint et coll. 2019).

Les données qui concernent d'autres espèces animales qui peuvent être consommées dans le cadre du régime alimentaire des peuples autochtones sont résumées à la section 6. Il convient de noter que les recherches existantes s'arrêtent à l'identification des macroplastiques et des microplastiques du point de vue de la santé animale. On ne prévoit pas que la consommation de tractus gastro-intestinal, qui contiendraient probablement la plus grande quantité de microplastiques chez les mammifères marins, les poissons et les oiseaux de mer, soit une source importante d'aliments traditionnels. Par exemple, selon l'Enquête sur la santé des Inuits, parmi les aliments traditionnels les plus souvent consommés figurent la chair et certains organes de divers mammifères, oiseaux et poissons, mais l'Enquête n'indique pas que le tractus GI est habituellement consommé (Egeland et CINE 2010a,b,c). Il est

nécessaire de mener des recherches afin de quantifier la présence de microplastiques dans les tissus et organes d'animaux qui sont généralement ingérés.

Bien que certaines études examinées par des pairs fassent état de la présence de microplastiques dans certains aliments, elles ne confirment pas que les particules sont du plastique, car la méthodologie employée reposait sur une inspection visuelle ou une coloration grossière (Mathalon et Hill 2014; Desforges et coll. 2015; Lachenmeiser et coll. 2015; Liebezeit et Liebezeit 2013, 2014, 2015; Rochman et coll. 2015; Wójcik-Fudalewska et coll. 2016; Karlsson et coll. 2017; Kosuth et coll. 2018; Renzi et coll. 2018). Compte tenu de l'incertitude qui plane quant à la question de savoir si les particules signalées dans ces études sont, en fait, des microplastiques, ces résultats ne sont pas examinés plus en détail dans le présent rapport.

Les données existantes sur la présence de microplastiques dans les aliments, y compris l'eau embouteillée, sont résumées ci-dessous et plus de détails sont fournis à l'annexe C.

Poissons et crustacés

La présence de microplastiques dans le tractus gastro-intestinal de plus de 150 espèces de poissons est bien établie. La teneur en microplastiques varie de 0 à 20 microplastiques par poisson et la taille, de 130 µm à 5 mm (Lusher et coll. 2013; Campbell et coll. 2017; EFSA 2016; FAO 2017; Barboza et coll. 2018; Hantoro et coll. 2019; Liboiron et coll. 2018, 2019; Slootmaekers et coll. 2019; Toussaint et coll. 2019). On dispose de beaucoup moins d'information sur la présence de microplastiques dans les muscles des poissons, à savoir les tissus des poissons osseux qui sont généralement consommés (Karami et coll. 2017a; Abbasi et coll. 2018; Akhbarizadeh et coll. 2018). L'information existante indique que les concentrations de microplastiques dans les tissus musculaires sont inférieures à ce qui a été rapporté dans le tractus gastro-intestinal des poissons osseux. La majorité des échantillons de poissons entiers (y compris les tissus musculaires et les viscères) achetés dans des marchés locaux en Malaisie ne contenaient pas de microplastiques. Dans le peu d'échantillons qui contenaient des microplastiques, les concentrations variaient de 1 à 3 microplastiques par poisson (Karami et coll. 2017a). Inversement, des microplastiques ont été détectés dans tous les échantillons de poisson frais analysés provenant du golfe Persique à des concentrations oscillant entre 3,1 et 4,6 microplastiques par poisson (Abbasi et coll. 2018) ou encore de 0,57 à 1,85 microplastique par gramme de tissu musculaire (Akhbarizadeh et coll. 2018). La plupart des microplastiques avaient une taille supérieure à 100 µm, les fragments et les fibres étant la particule prédominante dans les tissus musculaires des poissons (Abbasi et coll. 2018; Akhbarizadeh et coll. 2018).

Des microplastiques ont été détectés chez un certain nombre d'espèces comestibles de mollusques, notamment des moules, des myes, des huîtres, des pétoncles et des escargots (Barboza et coll. 2018; Toussaint et coll. 2019). L'espèce de mollusque la plus couramment étudiée est la moule bleue, qui contient de 0 à 10 microplastiques par moule ou de 0,2 à 2,9 microplastiques par gramme de chair (De Witte et coll. 2014; Van Cauwenbergh et Janssen 2014; Li et coll. 2015, 2018a; Van Cauwenbergh et coll. 2015; Catarino et coll. 2018; Toussaint et coll. 2019). Des concentrations similaires de

microplastiques ont été signalées chez les myses, les huîtres, les pétoncles et les escargots (Van Cauwenbergh et Janssen 2014; Li et coll. 2015; Naji et coll. 2018; Su et coll. 2018; Hantoro et coll. 2019). Les fibres et les fragments étaient les formes les plus couramment détectées, leur taille variant de 5 µm à 4,7 mm (EFSA 2016; FAO 2017; Catarino et coll. 2018; Li et coll. 2018a; Naji et coll. 2018; Su et coll. 2018). La concentration de microplastiques détectée dans les moules varie. Des concentrations plus élevées de microplastiques sont observées dans les tissus de moules pêchées dans des eaux où les concentrations environnementales de microplastiques sont plus élevées (EFSA 2016; Li WC et coll. 2016; FAO 2017; Hantoro et coll. 2019).

Les données sur la présence de microplastiques dans les crustacés sont extrêmement limitées. La teneur moyenne en microplastiques des crevettes tigrées vertes prélevées dans le golfe Persique était de 7,8 microplastiques par individu (tissu musculaire et exosquelette combinés). Des fragments filamenteux mesurant de 100 à 250 µm étaient le type le plus abondant de microplastique (Abbasi et coll. 2018). Inversement, la présence de microplastiques a été observée dans le tube digestif, la tête et les branchies de crevettes grises entières, mais non dans le tissu musculaire abdominal de crevettes grises décortiquées et pêchées dans la mer de Clyde (Devriese et coll. 2015). Des microplastiques ont également été trouvés dans les intestins de homards à des concentrations allant jusqu'à 0,80 mg par individu, les fibres étant la forme la plus fréquemment observée (Murray et Cowie 2011; Welden et Cowie 2016).

Autres aliments

On a également fait état de la présence de microplastiques dans un très petit nombre d'autres aliments, dont le miel, le sucre, la bière et le sel (EFSA 2016; Peixoto et coll. 2019; Toussaint et coll. 2019). Selon une étude, la majorité des fibres présentes dans les échantillons de miel étaient des fibres cellulosiques d'origine naturelle, et la spectroscopie a confirmé qu'une infime partie de ces fibres est du PET. Toutefois, la quantité de fibres de PET n'a pas été déclarée (Mühlischlegel et coll. 2017). Les autres études sur le miel et toutes les études sur le sucre et la bière ont utilisé une méthode de coloration non spécifique pour identifier les particules dans les aliments et on n'a donc pas été en mesure de confirmer que ces particules sont du plastique, dans tous les cas (Liebezeit et Liebezeit 2013, 2014, 2015; Lachenmeier et coll. 2015; Kosuth et coll. 2018).

Une étude récente sur les microplastiques dans le sel a révélé que leur présence dans les sels commerciaux était courante, bien que les concentrations de microplastique varient considérablement selon l'origine et le type de sel (Peixoto et coll. 2019). Les sels marins contenaient les concentrations les plus élevées de microplastiques, oscillant de 0 à 19 800 microplastiques par kilogramme de sel (Yang et coll. 2015; Iñiguez et coll. 2017; Karami et coll. 2017b; Gündoğdu 2018; Kim et coll. 2018; Renzi et Blašković 2018; Seth et Shriwastav 2018). Les concentrations de microplastique dans les sels de lac, de roche ou de puits étaient beaucoup plus faibles, variant de 0 à 800 microplastiques par kilogramme de sel et de 0 à 204 microplastiques par kilogramme de sel, respectivement (Yang et coll. 2015; Iñiguez et coll. 2017; Karami et coll. 2017b; Gündoğdu 2018; Kim et coll. 2018). Dans la plupart des études sur le sel, les microplastiques de taille inférieure à 500 µm représentaient la plus grande proportion des

microplastiques détectés, les fragments et les fibres étant les microplastiques les plus abondants, sans égard au type de sel (Yang et coll. 2015; Iñiguez et coll. 2017; Karami et coll. 2017b; Gündoğdu 2018; Kim et coll. 2018; Renzi et Blašković 2018; Seth et Shriwastav 2018).

Eau embouteillée

Quelques études ont évalué la présence de microplastiques dans l'eau embouteillée (Wiesheu et coll. 2016; Kosuth et coll. 2018; Mason et coll. 2018; Oßmann et coll. 2018; Schymanski et coll. 2018; Zuccarello et coll. 2019). Dans une étude, des microplastiques ont été détectés dans 93 % des échantillons d'eau embouteillée achetés à 19 endroits dans neuf pays autres que le Canada, avec une concentration moyenne de 10,4 microplastiques de taille supérieure ou égale à 100 µm par litre (Mason et coll. 2018). Le nombre de particules dans la plage de tailles de 6,5 à 100 µm a été déclaré. Cependant, les analyses spectroscopiques n'ont pas été effectuées à cette plage de taille et, par conséquent, n'ont pu confirmer que ces particules sont des plastiques (Mason et coll. 2018).

Les concentrations de microplastiques varient selon le type de bouteille (plastique, verre ou carton à boissons) et les conditions d'utilisation prévues (bouteilles à usage unique ou à usage multiple) (Oßmann et coll. 2018; Schymanski et coll. 2018). Les concentrations les plus élevées de microplastiques ont été signalées dans l'eau de bouteilles en plastique à usages multiples plus anciennes, suivies des bouteilles en verre, des nouvelles bouteilles en plastique à usages multiples, des bouteilles en plastique à usage unique et des emballages en carton de boissons (Oßmann et coll. 2018; Schymanski et coll. 2018). La taille d'environ 78 % à 98 % des microplastiques détectés dans les échantillons d'eau embouteillée se chiffrait entre 1 et 5 µm et une proportion de moins de 7 % des microplastiques mesurait plus de 10 µm (Oßmann et coll. 2018). La source ponctuelle des microplastiques de l'eau embouteillée est encore inconnue et la variation des concentrations de microplastique signalée ne semble pas être corrélée au seul type de bouteille. Cela donne à penser que l'origine de certains microplastiques dans l'eau embouteillée peut être environnementale (c.-à-d. qu'elles proviennent de l'eau et de l'air à la source après la formation de microplastiques secondaires dans l'environnement).

5.2.2 Présence dans l'eau potable

Un nombre limité d'études ont mesuré les microplastiques dans l'eau du robinet, et un nombre encore plus petit est jugé fiable en raison de problèmes liés aux mesures d'assurance qualité (OMS 2019). Les concentrations moyennes de microplastiques dans l'eau du robinet varient de 0,0007 à 628 particules/L (OMS 2019), et des microplastiques aussi petits que 1 µm dans l'eau potable ont été mesurés (Pivokonsky et coll. 2018). En raison des limites des techniques de détection existantes, aucune information n'est disponible sur la présence de particules d'une taille inférieure à 1 µm. Les principaux types de polymères détectés étaient le PET et le PP et ils se présentaient sous forme de fibres et de fragments (OMS 2019).

Dans une étude commandée par l'OMS, Koelmans et coll. (2019) ont passé en revue 50 études sur les microplastiques dans l'eau du robinet, l'eau embouteillée et l'eau douce. Au moins un des neuf éléments critiques de l'assurance de la qualité était absent de la majorité des études (Koelmans et

coll. 2019). Plus précisément, les auteurs ont relevé des incertitudes quant aux concentrations mesurées dans bon nombre de ces études et ont conclu que toute information présentée sur la présence de microplastiques dans l'eau doit être interprétée en fonction de ces connaissances. Les études pertinentes sur les microplastiques dans l'eau du robinet et l'eau douce sont résumées ci-dessous. Voir la section 5.2.1 pour un examen des études pertinentes sur l'eau embouteillée.

Pivokonsky et coll. (2018) ont examiné les eaux de surface brutes et l'eau potable traitée provenant de trois stations de traitement d'eau potable (STEP) dans des zones urbaines de la République tchèque pour y déceler les microplastiques. Des échantillons d'eau potable ont été analysés par microscopie électronique à balayage (MEB), par IRTF et par spectroscopie Raman. Les résultats de cette analyse quantitative ont indiqué des concentrations moyennes de 338, 443 et 628 particules/L pour l'eau potable à chacune des stations respectives, les microplastiques dont la taille est inférieure à 10 µm représentant jusqu'à 95 % des particules retenues. Bien que 12 matières différentes aient été identifiées, le PET et le PP se sont avérés être les microplastiques prédominants dans l'eau traitée recueillie dans deux des stations, tandis que le PP et le PE étaient les plus abondants dans l'eau traitée recueillie dans la troisième station. Parmi les limites qui peuvent moduler la qualité et la fiabilité globales de cet ensemble de données, mentionnons l'emploi de petits volumes d'échantillons et l'absence de mesures suffisantes pour contrôler la contamination de fond (c.-à-d. essuyer les surfaces et travailler dans des conditions d'air pur) (Koelmans et coll. 2019).

Strand et coll. (2018) n'ont pas mesuré de concentrations importantes de microplastiques dans l'eau du robinet prélevée à 17 endroits différents au Danemark et provenant des eaux souterraines. Les échantillons ont été examinés visuellement par stéréomicroscopie pour déceler toutes les particules apparentées à des microplastiques mesurant plus de 100 µm. La concentration d'un seul échantillon a été déclarée au-dessus du seuil de détection (SD) de 0,58 particule/L, à 0,6 particule/L. L'analyse chimique par IRTF a révélé que, parmi les particules présentant les propriétés de microplastiques, seulement 3 % en étaient bel et bien. Le reste a été qualifié de matière semblable à la cellulose (76 %), ayant un faible spectre (10 %), ayant un spectre inconnu (7 %) ou une matière semblable à une protéine (4 %). Le PP, le PS et le PET étaient les polymères déclarés. Étant donné la très faible concentration de chaque type de polymère plastique décelée dans les échantillons d'eau du robinet, les auteurs déconseillent de tirer des conclusions sur l'origine de la contamination plastique. D'autres échantillons d'eau du robinet ont été prélevés pour étudier la présence de microplastiques plus petits, soit de 10 à 100 µm, et des analyses chimiques ont été effectuées par IRTF. Seule une concentration de 0,8 particule/L a été déclarée au-dessus du SD de 0,3 particule/L, sous forme de fragments constitués de PP, PET, d'acrylonitrile-butadiène et de PU. Malgré les faibles volumes d'échantillons employés dans cette étude, les données présentées figurent parmi les études les plus fiables sur la présence des microplastiques dans l'eau potable (OMS 2019).

Dans une étude sur l'eau du robinet provenant de l'épuration des eaux souterraines dans le nord-ouest de l'Allemagne, Mintenig et coll. (2019) ont étudié l'abondance des microplastiques à différents endroits de la chaîne d'approvisionnement en eau potable. Les particules ont été caractérisées à l'aide de l'imagerie par IRTF, et des microplastiques mesurant jusqu'à 20 µm ont été relevés. Les résultats ont

révélé une faible contamination de l'eau du robinet par des microplastiques provenant des eaux souterraines, les concentrations dans l'eau brute et l'eau potable variant de 0 à 7×10^{-3} particule/L et la moyenne étant de $0,7 \times 10^{-3}$ particule/L. Les microplastiques identifiés étaient de petits fragments mesurant entre 50 et 150 µm, les principaux types de polymères identifiés étant le polyester, le PVC, le PE, le PA et la résine époxy. Bien que certains éléments de l'assurance de la qualité soient lacunaires dans cette étude (comme l'utilisation de conditions d'air pur et l'absence de contrôles positifs (Koelmans et coll. 2019), l'OMS lui a attribué la note la plus élevée de toutes les études sur l'eau du robinet lorsqu'elle a été évaluée selon des critères clés de contrôle de qualité (OMS 2019).

Deux études (Uhl et coll. 2018; Kosuth et coll. 2018) ont été relevées, mais elles n'ont pas été jugées fiables en raison de l'incertitude qui plane sur la capacité des méthodes employées d'identifier les particules en plastique. Dans une étude, aucune particule n'a été observée dans l'eau traitée ou distribuée dans 24 stations de traitement de l'eau en Norvège (Uhl et coll. 2018). Dans une autre étude, Kosuth et coll. (2018) ont évalué des particules synthétiques dans l'eau du robinet de 14 pays répartis dans cinq continents et ont trouvé des particules dans 81 % des échantillons, le type le plus abondant étant les fibres. Les concentrations allaient de 0 à 61 particules/L, avec une moyenne globale de 5,45 particules/L.

Enfin, il est possible qu'une contamination par les microplastiques se produise dans la chaîne d'approvisionnement d'eau par suite de l'abrasion des conduites d'eau contenant des matériaux plastiques ou par des filtres à membrane faits de polymères (Novotna et coll. 2019). D'autres recherches sont nécessaires pour étudier cette possibilité.

5.2.3 Traitement de l'eau potable

Les stations de traitement de l'eau constituent une barrière contre l'introduction de microplastiques d'origine hydrique dans l'eau potable. La documentation actuelle, bien que limitée, montre que le traitement de l'eau potable peut être efficace pour éliminer les microplastiques. Cependant, étant donné l'absence de méthodes normalisées pour quantifier les microplastiques dans l'eau, des recherches supplémentaires sont nécessaires dans ce domaine (Novotna et coll. 2019).

Le traitement de l'eau potable se fait généralement par clarification ou par des procédés faisant appel à des membranes. Les procédés de clarification sont les méthodes les plus couramment utilisées pour éliminer les particules de l'eau potable et font intervenir des techniques comme la coagulation, la flocculation, la flottation et/ou la filtration (Novotna et coll. 2019). Les procédés membranaires font intervenir des membranes de diffusion (p. ex., osmose inverse) ou des membranes poreuses (p. ex., microfiltration, ultrafiltration). Les membranes de diffusion ne laissent passer que les substances dissoutes (comme les ions et certaines substances dissoutes), tandis que les membranes poreuses ne laissent passer que les particules d'une certaine taille (Crittenden et coll. 2012). Comme la plupart des microplastiques observés ont une taille supérieure au seuil des pores des membranes (c.-à-d. 0,1, 0,01 et 0,001 µm pour la microfiltration, l'ultrafiltration et la nanofiltration respectivement), les membranes poreuses peuvent être très efficaces pour éliminer les microplastiques (Crittenden et coll. 2012). Par exemple, une étude en laboratoire de Ma et coll. (2018) a fait état d'une élimination complète des

microplastiques de PE par une membrane d'ultrafiltration. Le type de procédé de traitement de l'eau potable peut influer sur l'efficacité des stations à éliminer les microplastiques. Toutefois, d'autres recherches sont nécessaires pour optimiser le traitement de l'eau potable pour les microplastiques. Pivokonsky et coll. (2018) ont observé des taux d'élimination des microplastiques de 70 % à 82 % pour trois stations utilisant la coagulation, la clarification et la filtration classiques. Dans une étude utilisant l'eau souterraine, Mintenig et coll. (2019) n'ont trouvé aucune différence significative entre l'eau de source et l'eau traitée, bien que les concentrations de microplastique étaient très faibles dans l'eau de source et l'eau traitée, variant de 0 à 0,007 particule/L (Mintenig et coll. 2019).

Les propriétés des microplastiques (p. ex., la taille, la forme et les propriétés de surface), ainsi que les propriétés de l'eau (p. ex., le pH et la teneur en matière organique) peuvent également influer sur l'efficacité de l'élimination des microplastiques pendant différents procédés de traitement. Comme les microplastiques sont hydrophobes, il peut y avoir adsorption de matières organiques à la surface des particules, ce qui peut empêcher leur agrégation et donc rendre la séparation plus difficile (Napper et coll. 2015; Koelmans et coll. 2016). Les forces hydrauliques peuvent également décomposer les gros agrégats ou les particules elles-mêmes, créant ainsi des particules plus petites qui peuvent ne pas être éliminées aussi facilement pendant le processus de clarification (Jarvis et coll. 2005). Ma et coll. (2018) ont constaté que si le pH et la turbidité de l'eau avaient peu d'effet sur l'efficacité d'élimination des microplastiques, les microplastiques eux-mêmes peuvent en fait influencer la turbidité de l'eau, pour peu que les concentrations soient suffisantes.

6. Effets sur la santé de l'environnement

Cette partie passe en revue les données sur les effets des macroplastiques et des microplastiques sur les récepteurs environnementaux. Chaque sous-partie débute par une discussion sur la présence de macroplastiques et de microplastiques dans le biote qui est suivie par un résumé de leurs effets.

6.1 Macroplastiques

La pollution par les plastiques peut avoir des effets divers sur les organismes et leur habitat, en fonction de la taille et du type de plastiques, ainsi que du niveau d'organisation biologique (Werner et coll. 2016). En 2016, le Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique a déclaré que 817 espèces marines avaient été touchées d'une façon ou d'une autre par des détritus marins (CBD 2016). Ce nombre représente une hausse de 23 % par rapport au résultat de l'évaluation réalisée quatre ans plus tôt, laquelle avait également permis de constater que les plastiques comptaient pour plus de 80 % des détritus marins (CBD 2012, idem 2016). Une analyse de 340 publications scientifiques portant sur 693 espèces a permis d'observer qu'à l'échelle de la planète, 92 % des interactions répertoriées entre les détritus et les espèces avaient un lien avec la pollution plastique (Gall et Thompson, 2015).

Rochman et coll. (2016) ont effectué l'analyse approfondie des publications scientifiques primaires (283 articles) sur les détritus marins (y compris la pollution par les plastiques à l'échelle macroscopique

et microscopique) parues avant 2013. Ils ont compilé les effets perçus et prouvés des détritus qu'ils ont ensuite classifiés en fonction du niveau d'organisation biologique : intraorganisme, organisme, et population et assemblage. Les détritus microscopiques (définis dans cette étude comme ceux dont la taille est inférieure à 1 mm) comptaient pour 71 % des effets démontrés, tandis que les détritus macroscopiques (définis dans cette étude comme ayant une taille supérieure à 1 mm) comptaient pour 29 % des effets démontrés. Une ventilation plus poussée de ces effets en fonction du niveau d'organisation biologique montre que la majorité des effets démontrés des détritus de taille macroscopique sont survenus au niveau intraorganique, les effets les plus courants étant observés dans les tissus (p. ex., inflammation ou lésions) et dans les organes (p. ex., mauvais fonctionnement). Parmi les effets intraorganiques démontrés, 78 % étaient dus à des détritus microscopiques et, parmi ceux-ci, 74 % étaient uniquement dus aux plastiques. Les autres effets démontrés comprenaient notamment des effets sur les cellules (p. ex., nécrose et viabilité), les organes (p. ex., changement de taille et lésions) et les macromolécules (p. ex., protéines et dommages à l'ADN). Tous ces effets démontrés des détritus macroscopiques provenaient de la pollution par les plastiques. Les autres effets démontrés visaient les organismes ou les populations. Le principal effet observé chez les organismes était la mort d'individus, tandis qu'au niveau des populations, le principal effet observé touchait les assemblages (c.-à-d. des changements sur les plans de l'abondance ou de la diversité du biote). Les articles les plus souvent signalés comme causant un effet étaient les engins de pêche abandonnés ou perdus, ou d'autres articles en plastique, comme des cordes, des sacs, des pailles ou des fragments dégradés.

Les effets négatifs de la pollution par les macroplastiques sont les enchevêtrements, l'ingestion et les répercussions sur l'intégrité de l'habitat (Gall et Thompson 2015; Rochman et coll. 2016; Werner et coll. 2016).

6.1.1 Enchevêtrement

Des macroplastiques tels les cordes, filets, colliers de serrage, sacs, bandes et anneaux d'emballage (prévus pour les cannettes) ainsi que d'autres articles formant des filaments peuvent causer des enchevêtrements (Werner et coll. 2016). Probablement en raison de sa grande visibilité, l'enchevêtrement est l'incidence la plus fréquemment citée (Werner et coll. 2016). Par exemple, Gall et Thompson (2015) ont signalé des cas d'enchevêtrement touchant 30 896 individus de 243 espèces. Plus des trois quarts (79 %) de ces cas avaient provoqué des dommages directs aux individus ou leur mortalité, et la majorité de ces cas était le fait de cordes ou de filets en plastique. De plus, Rochman et coll. (2016) ont constaté que l'enchevêtrement causait 29 % des effets démontrés au niveau de l'organisme. Les animaux les plus touchés étaient les invertébrés marins (75 espèces), les oiseaux marins (49 espèces), les poissons (27 espèces) et les mammifères marins (10 espèces).

Les cas d'enchevêtrement dans l'environnement marin sont souvent dus à la « pêche fantôme », qui survient quand des engins de pêche perdus, abandonnés ou rejettés continuent de capturer des poissons dans l'océan ou sur le fond marin (Hallanger et Gabrielsen 2018, PAME 2019). Dans l'Arctique, des oiseaux marins morts, des rennes du Svalbard (*Rangifer tarandus platyrhynchus*) vivants ou morts et des phoques ont été trouvés enchevêtrés dans de vieux engins de pêche (Hallanger et Gabrielsen 2018). De

plus, Page et coll. (2004) ont dénombré en 2002 un taux d'enchevêtrement des lions de mer australiens (*Neophoca cinerea*) de 1,3 % et d'otaries à fourrure de Nouvelle-Zélande (*Arctocephalus forsteri*) de 0,9 %. Ces taux comptent parmi les plus élevés à avoir été signalés pour des pinnipèdes. Les auteurs ont estimé qu'en Australie 1478 phoques meurent chaque année à la suite d'un enchevêtrement. Good et coll. (2007) ont récupéré 494 filets de pêche abandonnés à Puget Sound et dans les détroits du Nord-Ouest, le long de la côte de Washington, aux États-Unis. Dans l'ensemble, 74 % des 7 539 organismes qui étaient emmêlés dans les filets abandonnés étaient morts, y compris les invertébrés et les vertébrés marins, dont 71 % et 96 % étaient morts, respectivement. Les 123 oiseaux et 16 mammifères, dont des phoques communs, des otaries de Californie et un marsouin commun, ont tous été retrouvés morts. En outre, Ryan (2018) a examiné les données mondiales et a signalé l'enchevêtrement d'individus de 265 espèces d'oiseaux dans des articles en plastique ou d'autres matières synthétiques. On a déterminé que les engins de pêche étaient la cause d'enchevêtrement pour 83 % des espèces.

Votier et coll. (2011) ont examiné l'utilisation de macroplastiques comme matériel de nidification par les fous de Bassan (*Morus bassanus*) de l'île Grassholm, au Pays de Galles, et ont évalué les cas d'enchevêtrement connexes. Les nids contenaient en moyenne 469,9 g en poids sec de plastique, et le matériau de préférence était la corde synthétique. Les auteurs ont estimé qu'en moyenne, 65,6 oiseaux sont enchevêtrés chaque année et qu'en majorité, ils sont des oisillons devenus matures.

Les grands articles de plastiques, comme les sacs, les feuilles et les pellicules, peuvent également couvrir les végétaux, les éponges et les coraux ce qui nuit à leurs échanges gazeux et à leur capacité de photosynthèse (Werner et coll. 2016). Connus sous le nom d'étouffement, ce phénomène peut entraîner la mort des organismes touchés (Kühn et coll. 2015). Rochman et coll. (2016) ont conclu que l'étouffement avait causé 8 % des morts (effets sur les organismes). L'étouffement par des plastiques peut également donner lieu à des effets sublétaux chez ces organismes. Pour étudier les effets de l'étouffement sur les coraux d'eau froide, Chapron et coll. (2018) ont recouvert des *Lophelia pertusa* avec des morceaux de PEHD mesurant 10 × 10 cm pour représenter les fragments de sacs en plastique qui recouvrent des polypes en milieu marin. Ils ont observé une diminution des taux de croissance de 3,59 mm/année dans des conditions contrôlées en aquarium à 2,51 mm/année dans le groupe d'essai exposé à des macroplastiques. Les plastiques pourraient constituer des obstacles physiques à l'alimentation et ainsi nuire à l'acquisition d'énergie et à la croissance. De plus, après sept jours, le niveau d'activité dans les coraux exposés à des macroplastiques était 11 % inférieur à celui des coraux témoins. Toutefois, l'activité était améliorée après 20 jours, ce qui, de l'avis des auteurs, pourrait constituer une réaction physiologique d'adaptation pour accroître l'efficacité de capture ou le mécanisme pour composer avec un faible apport en oxygène à long terme (Chapron et coll. 2018). L'exposition à des macroplastiques a également donné lieu à une diminution notable des taux d'alimentation tout au long des expériences.

De même, Qi et coll. (2018) ont noté que l'exposition de sols à des pellicules de plastique (1 % en poids) avait de faibles effets sur la croissance du blé (*Triticum aestivum*). Les pellicules de paillis plastique, constituées de 37,1 % de pullulan (un polysaccharide), de 44,6 % de PTE et de 18,3 % de poly(téréphthalate de butylène) PBT montraient des effets négatifs sur la croissance du blé qui étaient supérieurs à ceux du paillis de PE. Les auteurs ont noté que cela pourrait s'expliquer par la présence de

PTE et de PTB dans le paillis. En effet, Qi et coll. (2018) ont montré que ces deux composés avaient des effets négatifs plus importants que le PEBD sur les systèmes sol-plantes. Toutefois, l'exposition aux deux types de pellicules a inhibé la croissance du blé aux plans de la hauteur du blé au 40^e jour et l'augmentation de la biomasse de blé après deux mois. Les plants dans les deux traitements de paillis plastique présentaient également moins de feuilles, une surface foliaire moins grande et des tiges plus minces.

6.1.2 Ingestion

L'ingestion de plastique constitue une autre voie potentielle d'effets nocifs. Elle peut être intentionnelle (p. ex., quand un organisme consomme des matières plastiques plutôt que ses aliments) ou non intentionnelle (p. ex., quand les prédateurs dévorent des proies qui ont ingéré du plastique). Les espèces qui s'alimentent par filtration et les détritivores sont particulièrement sujets à l'ingestion non intentionnelle (Werner et coll. 2016).

Macali et coll. (2018) ont détecté des macroplastiques de PE dans la cavité gastrovasculaire de 2 des 20 méduses *Pelagia noctiluca* qu'ils ont prélevées dans la mer Méditerranée. Dans cette même mer, Bernardini et coll. (2018) ont échantillonné 139 requins bleus (*Prionace glauca*) une espèce classée par l'Union internationale pour la conservation de la nature comme étant « en danger critique » dans le bassin méditerranéen. Sur les 95 requins bleus adultes examinés qui avaient un estomac plein, 24 avaient ingéré du plastique. Les auteurs ont également constaté que les juvéniles ingéraient plus fréquemment du plastique. De plus, les macroplastiques comptaient pour plus de 70 % de tous les morceaux de plastique. Les articles en plastique ingérés avaient la forme de feuilles (72,38 %), mais aussi de fragments (18,10 %) et de filaments (5,71 %). Le polymère le plus fréquent était le PE.

Rummel et coll. (2016) ont analysé la présence de matières plastiques dans le tractus gastro-intestinal de morues (*Gadus morhua*), de flets communs (*Platichthys flesus*), de limandes communes (*Limanda limanda*), de harengs de l'Atlantique (*Clupea harengus*) et de maquereaux (*Scomber scombrus*) pêchés dans la mer du Nord et la mer Baltique. Parmi les 290 poissons examinés, 16 avaient ingéré des microplastiques (environ 74 %) ou des macroplastiques (environ 26 %). Parmi les poissons capturés par Murphy et coll. (2017) dans des eaux marines écossaises, 47,7 % des poissons côtiers et 2,4 % des poissons hauturiers (c.-à-d. 29,7 % [n = 63] des poissons échantillonnés) avaient des macroplastiques et des microplastiques dans leur tractus gastro-intestinal. Le nombre moyen de morceaux de plastique compté par poisson était de 1,8 et le PA était le polymère le plus fréquent. Choy et Drazen (2013) ont aussi trouvé des matières plastiques dans l'estomac de sept espèces différentes de poissons pélagiques du centre de la gyre océanique subtropicale du Pacifique Nord, nombre de ces matières étaient des macroplastiques.

Schuyler et coll. (2014) ont effectué une analyse de l'ingestion de plastique à l'échelle mondiale par diverses espèces de tortues de mer et ont constaté que les plastiques étaient les polluants anthropiques les plus souvent ingérés. Plot et Georges (2010) ont fait état de l'observation en mer d'une tortue luth adulte qui avait expulsé 2,6 kg de plastique, principalement en sacs et en fragments. Du plastique a

également été trouvé dans des tortues vertes (*Chelonia mydas*) par Özdilek et coll. 2006, et Stamper et coll. 2009.

Lusher et coll. (2015b) ont étudié trois baleines à bec de True (*Mesoplodon mirus*), deux adultes et un juvénile, échouées en Irlande. L'analyse du contenu de leur estomac et de leurs intestins a révélé que les adultes semblaient avoir ingéré des macroplastiques, mais les auteurs n'ont pu déterminer si leur décès était directement attribuable à l'ingestion de plastique (Lusher et coll. 2015b). Des détritus marins ont également été trouvés dans l'estomac et les intestins de 26 manchots de Magellan (*Spheniscus magellanicus*) morts sur les 175 (environ 15 %) recueillis de la la zone côtière du Brésil. Environ 58 % des déchets trouvés dans ces manchots étaient des plastiques (Brandão et coll. 2011).

Gall et Thompson (2015) ont signalé des cas d'ingestion de détritus marins chez 13 110 individus de 208 espèces. Kühn et coll. (2015) ont indiqué que le nombre d'espèces dont des individus ont ingéré du plastique a augmenté d'environ 87 % entre 1997 et 2015 (de 177 à 331 espèces) et que 50,4 % des espèces de mammifères marins examinées comptaient des cas d'ingestion de détritus marins, tout comme 40,4 % des espèces d'oiseaux marins et 100 % des espèces de tortues. Toutefois, les cas d'ingestion de plastique menant à des dommages directs ou à la mort sont moins fréquents que les cas d'enchevêtrement. Gall et Thompson (2015) ont noté que seulement 4 % des cas signalés d'ingestion avaient causé des dommages directs ou la mort. En comparaison, Rochman et coll. (2016) ont constaté que 63 % des cas de mortalité étaient dus à l'ingestion de détritus marins. Plus particulièrement, des effets démontrés d'une ingestion ont été observés chez des mammifères marins (deux espèces), des tortues de mer (une espèce), des oiseaux marins (une espèce) et des invertébrés marins (deux espèces).

L'ingestion de plastique par des organismes a des conséquences avérées et différentes voies sont en cause. Les écrits scientifiques actuels montrent que les effets nocifs les plus évidents de l'ingestion de plastique sont l'obstruction du système intestinal causant l'interruption de l'alimentation qui mène à l'inanition. Par exemple, l'estomac d'une dorade coryphène (*Coryphaena hippurus*) capturée dans la région équatoriale de l'Atlantique Ouest contenait un grand bol en plastique de 99,57 cm² (Menezes et coll. 2019). Des chercheurs ont suggéré que le bol avait probablement bloqué l'appareil digestif du poisson et empêchait celui-ci de se nourrir. Pierce et coll. (2004) font mention de l'ingestion de plastique par un fou de Bassan mâle (*Morus bassanus*) et un puffin majeur femelle (*Puffinus gravis*) entraînant chez ces deux oiseaux, l'obstruction du pylore, empêchant l'alimentation puis causant leur mort par inanition. Le fou de Bassan mâle présentait également des ulcérations près de son pylore qui correspondaient exactement à la forme du couvercle de bouteille trouvé dans son œsophage et qui seraient survenues après le délogement du couvercle dans le gésier de l'oiseau.

Les plastiques ingérés peuvent également endommager les organes et le système intestinal. Brandão et coll. (2011) ont observé un manchot de Magellan (*Spheniscus magellanicus*) mort dont l'estomac avait été perforé par une paille en plastique. Jacobsen et coll. (2010) ont réalisé un examen post-mortem de deux cachalots (*Physeter macrocephalus*) : les deux cétacés avaient des filets, des fils à pêche et des articles en plastique, comme des sacs, dans leur estomac. Les auteurs ont proposé que leur mort fût attribuable à une surcharge gastrique, puisqu'un cachalot présentait une rupture gastrique et que l'autre était émacié. Stamper et coll. (2009) ont observé une tortue verte (*Chelonia mydas*) émaciée

flottant au large d'une plage floridienne. Elle montrait des signes de cachexie, de léthargie, de flottabilité accrue, de constipation opiniâtre et d'anorexie. Des radiographies ont confirmé la présence de plastique dans le tractus gastro-intestinal qui a nui au fonctionnement régulier de celui-ci. Après le retrait de 74 corps étrangers (y compris des ballons en latex, de la ficelle, de la corde de nylon et des plastiques souples et durs) au moyen de lavements, la santé, l'appétit et le comportement de la tortue se sont améliorés. Les auteurs mentionnent que cela démontre une relation de cause à effet entre l'ingestion de plastique et la morbidité d'organismes (Stamper et coll. 2009).

6.1.3 Intégrité de l'habitat et dispersion d'organismes par les radeaux de détritus

La présence de pollution par les plastiques dans des plans d'eau peut également être une source de problèmes pour les fonctions écosystémiques, la biodiversité et l'intégrité de l'habitat (Werner et coll. 2016). Une hausse de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface peut constituer une cause de stress sur la dynamique de l'écosystème et l'intégrité de l'habitat (CBD 2012).

Les plastiques peuvent être des moyens de transport efficaces en raison du potentiel d'adhérence à leur surface et de la faible densité de certains types de plastiques. Ils peuvent ainsi intensifier le transport d'organismes et d'autres matières organiques, un phénomène appelé dispersion par radeau (Werner et coll. 2016). Ce processus peut également mettre en jeu des matières naturelles comme le bois, mais la prévalence croissante de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface augmente la probabilité de transport d'organismes, ce qui peut constituer une menace pour le milieu récepteur. Gall et Thompson (2015) ont recensé 34 signalements de transport d'organismes sur des détritus marins, y compris des emballages, des fragments et des articles intacts (en plastique ou autre). Sur les 259 espèces décrites dans ces rapports, six étaient classées comme envahissantes (c.-à-d. non indigènes), mais les auteurs ont noté que ce nombre constitue probablement une sous-représentation (CBD 2012, Gall et Thompson 2015). Le transport d'espèces non indigènes est une question particulièrement préoccupante puisque ces espèces peuvent avoir une incidence négative sur la structure d'autres écosystèmes bien établis en devenant des prédateurs d'espèces indigènes ou en faisant compétition à celles-ci pour les ressources, ce qui entraîne une perte de biodiversité (Werner et coll. 2016). Les espèces non indigènes peuvent également être des vecteurs de maladies auxquelles les espèces indigènes n'ont jamais été exposées et modifier la diversité génétique au sein de l'écosystème. De plus, les plastiques peuvent également constituer un habitat artificiel qui favorise la colonisation et la croissance de micro-organismes qui peuvent avoir une incidence sur l'assemblage d'espèces (Werner et coll. 2016).

Katsanevakis et coll. (2007) ont étudié les effets des détritus marins sur l'abondance et la structure des communautés de la mégafaune épibenthique de la mer Égée. Ils ont montré qu'une augmentation des détritus marins a entraîné une augmentation graduelle et marquée de l'abondance totale des espèces et de leur nombre et qu'elle a ainsi modifié la structure des communautés mégafauniques. Cette incidence a été attribuée au fait que les détritus marins peuvent offrir un refuge pour les espèces mobiles et constituer un site de colonisation pour des espèces sessiles qui préfèrent des substrats durs. Ce changement dans la dynamique peut avoir des effets à long terme importants sur l'écosystème, comme la modification de la dynamique prédateurs-proies.

6.2 Microplastiques

Il n'existe aucune méthode normalisée pour effectuer des essais sur les effets des microplastiques. À l'heure actuelle, les concentrations de microplastiques utilisées dans les études sur les effets sont beaucoup plus élevées que les concentrations mesurées dans l'environnement (Burns et Boxall 2018). De plus, les études sur les effets portent sur des particules de taille beaucoup plus petite que celles prélevées actuellement dans l'environnement (SAPEA 2019). La concentration de particules peut également avoir une incidence sur la toxicité puisque les concentrations élevées devraient déborder les mécanismes d'évacuation biologique et donner lieu à des réactions différentes de celles produites par des concentrations faibles (OMS 2019). Les résultats de Pikuda et coll. (2019) indiquent que les agents de conservation utilisés dans les formulations de plastique commercial, et non les particules de plastique elles-mêmes, pourraient être responsables de la toxicité aiguë observée pour les organismes d'essai. Cependant, comme le lavage des particules d'essai n'est pas une pratique normalisée à l'heure actuelle, cet élément n'a pas été pris en considération dans le critère susmentionné.

Aux fins du présent rapport, les critères suivants sont utilisés pour sélectionner les études : l'étude présente des détails sur les techniques d'analyse, l'étude présente les caractéristiques des plastiques utilisés (c.-à-d. type de polymère, taille, forme, vierge ou vieilli) et l'étude a permis de surveiller et de déclarer des concentrations mesurées semblables aux concentrations nominales (théoriques). Comme pour la section *Présence dans l'environnement*, ces critères qualitatifs découlent des critères quantitatifs présentés par Hermsen et coll. (2018) pour déterminer la qualité des études dans les rapports portant sur l'ingestion de microplastiques par le biote. Cependant, tel que reconnu dans le présent rapport et par Koelmans et coll. (2019), ces critères ne constituent pas un jugement absolu de la valeur des études, car ce ne sont pas tous les aspects des études qui pourraient être pris en compte dans les systèmes d'évaluation. Par conséquent, si une étude présentée dans le présent rapport ne respecte pas les critères susmentionnés, la fiabilité serait compromise et il en serait fait mention explicitement dans le texte. De plus, les études présentées dans cette section ont été choisies afin de couvrir divers types d'organismes et différents effets.

6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion

Des microplastiques ont été détectés dans de nombreuses espèces, dont des invertébrés, des poissons, des tortues, des mammifères et des oiseaux. En raison de l'absence de méthodes normalisées pour quantifier leur présence dans le biote ainsi que du peu de données disponibles sur leur présence dans les espèces canadiennes, nous avons déterminé des critères pour la sélection d'études fiables (p. ex., des études qui ont utilisé une méthode d'analyse pour identifier les microplastiques). Or, nombre d'études ne satisfont pas à ces critères. Pour des travaux futurs, nous recommandons la création d'une méthode normalisée de quantification des microplastiques dans le biote.

Dans leur étude, Provencher et coll. (2017) ont montré que les publications scientifiques sur l'ingestion de macroplastiques et de microplastiques par des vertébrés marins à l'échelle mondiale s'intéressent surtout aux oiseaux marins, mais le nombre de publications s'intéressant aux poissons, aux tortues et aux mammifères croît chaque année. Les fibres et les fragments sont les types de microplastiques les plus fréquemment retrouvés dans des organismes (Burns et Boxall 2018). Par exemple,

Beer et coll. (2018) ont visuellement détecté des microplastiques dans 20 % des 814 poissons de la mer Baltique qu'ils ont étudiés, et 93 % de ces microplastiques étaient des fibres. Collicutt et coll. (2019) ont établi par microscopie optique que plus de 90 % des microplastiques détectés dans des saumons quinnats (*Oncorhynchus tsawytscha*) juvéniles étaient des fibres.

Comme pour les macroplastiques, plusieurs facteurs ont une incidence sur l'absorption et l'ingestion de microplastiques par des organismes. Dans des études menées en laboratoire, Scherer et coll. (2017) ont montré que l'exposition simultanée de *Daphnia magna* à des microplastiques et à des algues entraînait une diminution importante de leur ingestion de microplastiques. Weber et coll. (2018) ont montré que la concentration d'exposition et l'âge avaient une incidence sur la charge corporelle en microplastiques de l'amphipode d'eau douce *Gammarus pulex*. La sélectivité du biote sur le plan de l'alimentation est également perçue comme étant un facteur déterminant dans le contexte de l'ingestion de microplastiques : les organismes filtreurs non sélectifs sont plus susceptibles d'absorber directement des microplastiques, alors que les organismes plus spécialisés absorbent des microplastiques de manière indirecte, c'est-à-dire par l'intermédiaire des proies qui en avaient ingérés (Scherer et coll. 2018). Plus bas, nous aborderons en détail l'absorption de microplastiques par l'ingestion de proies. Certains cas publiés d'ingestion sont décrits ci-dessous, avec des exemples en provenance du Canada et d'autres pays.

Liboiron et coll. (2019) ont étudié le tractus gastro-intestinal de trois espèces de poissons de consommation courante à Terre-Neuve : la morue (*Gadus morhua*), le saumon atlantique (*Salmo salar*) et le capelan (*Mallotus villosus*). La fréquence des cas d'ingestion de macroplastiques et de microplastiques par le saumon atlantique et le capelan était de 0 % chez les spécimens capturés entre 2015 et 2016 (un total de 419 poissons). Parmi les morues examinées au cours de la même période, la fréquence des cas d'ingestion de plastique était de 1,68 %. Ces résultats concordent avec ceux d'une publication antérieure de Liboiron et coll. (2018) qui avaient étudié 134 merlus argentés (*Merluccius bilinearis*) de la côte sud de Terre-Neuve et observé une fréquence de 0 % des cas d'ingestion de plastique.

Parmi le tractus gastro-intestinal des saumons quinnats juvéniles capturés au large de la côte est de l'île de Vancouver par Collicut et coll. (2019), 59 % contenaient au moins une particule de plastique, et la moyenne de morceaux de plastique par poisson se chiffrait à 1,15. Il convient de souligner que la présence de plastiques n'a pas été confirmée par une méthode d'analyse autre que l'identification visuelle au microscope optique.

Une étude sur les microplastiques menée dans un ruisseau en aval d'un système de traitement des eaux usées à Regina, en Saskatchewan (Campbell et coll. 2017) a visé cinq espèces de poissons : le vairon à grosse tête (*Pimephales promelas*), le grand brochet (*Esox lucius*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le méné émeraude (*Notropis atherinoides*) et l'épinoche à cinq épines (*Eucalia inconstans*). Sur 181 poissons échantillonnés, 73,5 % comptaient entre 1 et 20 microplastiques dans leur tractus gastro-intestinal. L'étude a révélé que le nombre de microplastiques variait grandement entre les cinq espèces échantillonnées. Selon l'hypothèse émise par les auteurs, cette variation interspécifique serait attribuable à des différences sur le plan de l'alimentation. De toutes les espèces échantillonnées,

c'est le grand brochet, un prédateur au sommet du réseau trophique, qui présentait la plus forte proportion de microplastiques dans le tractus gastro-intestinal (83,3 %), et le vairon à grosse tête qui présentait la plus faible proportion (50,0 %). Les auteurs indiquent qu'ils n'ont pas caractérisé les plastiques au moyen de méthodes d'identification spectroscopiques dans cette étude, mais indiquent qu'ils ont utilisé une aiguille brûlante pour déterminer si les particules fondaient, afin de confirmer qu'il s'agissait bien de particules de plastique (Campbell et coll. 2017). Il faut toutefois souligner que certains types de plastiques ne fondent pas dans ces conditions (c.-à-d. plastiques thermodurcissables).

O'Hara et coll. (2019) ont réalisé une étude sur la variabilité saisonnière de l'exposition de staries de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*) à des microplastiques. Après une série de tempêtes, 707 carcasses ont été trouvées sur les plages de l'île de Vancouver et de Haida Gwaii (Colombie-Britannique). On a prélevé 85 carcasses aux fins d'examen et détecté du plastique dans l'estomac de 40 % des oiseaux. Les macroplastiques et les microplastiques trouvés dans l'estomac des oiseaux ont été découverts visuellement puis séparés. Le nombre moyen de morceaux de plastique par oiseau était de 1,6, avec une masse moyenne de 0,008 5 g, mais un des oiseaux avait ingéré 61 morceaux de plastique. En outre, les plastiques ingérés étaient principalement des microplastiques (86,6 %). On n'a relevé aucune différence notable en fonction de l'âge, du sexe ou de l'état de santé des oiseaux entre le nombre de morceaux ingérés (O'Hara et coll. 2019). De même, Poon et coll. (2017) ont étudié l'ingestion de plastique par des fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*), dans l'Extrême-Arctique canadien. Aucun des estomacs de fulmars boréaux échantillonnés en 2013 ne contenait plus de 0,1 g de plastique identifié visuellement. Provencher et coll. (2018a) ont montré que les fulmars boréaux excrètent les microplastiques dans leur guano, et ils ont signalé la corrélation positive entre le nombre de morceaux de plastique dans les intestins de ces oiseaux et le nombre de microplastiques dans le guano.

Des particules de plastiques ont été retrouvées dans des organismes de diverses régions du monde. Les études représentatives qui sont présentées ci-dessous montrent que l'ingestion de microplastiques par le biote se produit à l'échelle planétaire. Provencher et coll. (2018b) ont réalisé un examen exhaustif sur ce sujet.

Slootmaekers et coll. (2019) ont détecté des microplastiques dans des goujons (*Gobio gobio*) de rivières flamandes en Belgique. Des goujons ont été prélevés à 17 emplacements de 15 rivières afin d'étudier la présence de microplastiques dans leurs intestins. Une contamination par des microplastiques a été constatée dans quatre des rivières étudiées. Parmi les 78 poissons examinés, 9 % contenaient des microplastiques dans leurs intestins et un seul poisson avait ingéré plus d'une particule. Au total, 16 particules de plastique soupçonnées ont été extraites des poissons échantillonnés; toutefois, une analyse par μ -IRTF a permis d'établir que seulement huit particules étaient de plastique. Dans l'ensemble, Slootmaekers et coll. (2019) ont identifié sept polymères différents : le copolymère d'acétate de vinyle et d'éthylène, le PP, le PTE, le PVC, la cellophane, le poly(acétate de vinyle) et le PA.

Dans la ville très industrialisée de Tuticorin, en Inde, Kumar et coll. (2018) ont étudié la présence de microplastiques dans les maquereaux des Indes (*Rastrilliger kanagurta*) et les mérous gâteau de cire (*Epinephelus merra*) sur la côte sud-est du pays. Parmi les 40 poissons échantillonnés, 12 avaient des particules de plastique dans leurs intestins. L'analyse par spectroscopie IRTF a révélé que les particules

étaient du PE et du PP. De plus, 80 % des particules étaient sous forme de fibres et 20 % sous forme de fragments.

Bien que l'ingestion de microplastiques ait été largement démontrée, l'excration par certains organismes est également possible. Par exemple, Grigorakis et coll. (2017) ont observé que le cyprin doré (*Carassius auratus*) évacue efficacement de ses intestins les microbilles et les microfibres : le temps requis pour évacuer 90 % de ces matières était de 33,4 heures. Mazurais et coll. (2015) ont noté une excration complète des microbilles de PE par les larves du bar commun (*Dicentrarchus labrax*) après 48 heures. Chez les invertébrés, une excration importante des microplastiques a été observée dans des études menées par Chua et coll. (2014), Blarer et Burkhardt-Holm (2016), Frydkjær et coll. (2017) et Hämer et coll. (2014). *Hyalella azteca*, un crustacé amphipode, excrète plus lentement les fibres de microplastiques que les microbilles lors d'une exposition aiguë, mais l'espèce réussit à excréter entièrement les deux matières (Au et coll. 2015).

6.2.2 Effets écotoxicologiques

Les publications scientifiques actuelles ont démontré la nocivité des microplastiques sur les organismes, malgré la capacité de certains d'entre eux à excréter les particules de plastique. Dans leur analyse respective des écrits scientifiques, Rochman et coll. (2016) et le Groupe mixte d'experts chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection – GESAMP) [2016] ont noté qu'en laboratoire, les effets des détritus marins microscopiques (constitués principalement de plastiques) étaient majoritairement observés au niveau intraorganisme. Les effets prédominants observés à ce niveau touchaient les macromolécules, les cellules et les tissus, et ils pouvaient comprendre des inflammations et des changements dans l'expression génique (Rochman et coll. 2016; GESAMP 2016). Les autres effets démontrés se sont produits au niveau des organismes, principalement la mortalité d'invidus (Rochman et coll. 2016). En outre, Foley et coll. (2018) ont effectué la méta-analyse de 43 articles publiés avant octobre 2016 et ont constaté que les effets d'une exposition aux microplastiques variaient beaucoup selon le taxon, mais que l'effet le plus souvent déclaré chez les taxons d'eau salée et d'eau douce était la réduction de la consommation de proies naturelles.

La synthèse scientifique du gouvernement du Canada (ECCC 2015) sur les microbilles a examiné 130 publications sur le devenir et les effets des microplastiques. Plusieurs études importantes sont résumées dans le rapport d'évaluation. Ce rapport fait état de la rareté des données sur les effets multigénérationnels et à long terme des microbilles, mais décrit bien les effets directs et à court terme. Les effets physiques ont été définis comme étant le principal facteur déterminant des effets sur les organismes. Parmi les effets d'une exposition d'organismes à des microbilles décrits dans les écrits scientifiques, il convient de souligner les suivants : une diminution de la survie et une baisse de la fécondité (Lee et coll. 2013), une baisse de la reproduction en raison de l'obstacle aux comportements alimentaires (Cole et coll. 2015), un stress hépatique (Rochman et coll. 2013), une modification de l'expression génique (Rochman et coll. 2014) et une génotoxicité possible sous la forme de dommages à l'ADN (Avio et coll. 2015). Au et coll. (2015) ont noté qu'une exposition aiguë à des microfibres donnait lieu à une toxicité plus élevée (en raison d'effets physiques) chez *Hyalella azteca* qu'une exposition à des

microbilles sphériques, la concentration létale médiane (CL₅₀) sur dix jours étant respectivement de 71,43 microfibres/ml et de $4,64 \times 10^4$ microbilles/ml. Hämer et coll. (2014) n'ont relevé aucune incidence sur la survie, la croissance et la durée de l'intervalle entre les mues des isopodes (*Idotea emarginata*) à la suite d'une exposition chronique aux microplastiques de diverses formes. ECCC (2015) présente des résumés détaillés de ces études.

Dans sa proposition de restriction relative à l'ajout intentionnel de microplastiques, l'Agence européenne des produits chimiques (European Chemicals Agency – ECHA) a étudié et résumé 25 articles scientifiques importants sur les effets écotoxicologiques des microplastiques (ECHA 2019). Le contenu de ces articles chevauche celui d'études citées dans ECCC (2015). Les données expérimentales citées par l'Agence européenne des produits chimiques dans sa proposition qui n'ont pas été abordées dans ECCC (2015) sont résumées ci-dessous. Pour obtenir des résumés détaillés de ces études, veuillez consulter ECHA (2019).

- L'exposition à des concentrations élevées de particules de PEBD a donné lieu à une diminution du taux de croissance (<150 µm; 28, 45 et 60 % en poids sec) des lombrics (*Lumbricus terrestris*), mais elle n'a eu aucune incidence sur leur reproduction (Huerta Lwanga et coll. 2016).
- L'exposition à des microsphères de PS (5 µm) a entraîné chez le poisson-zèbre (*Danio rerio*) des cas d'inflammation, d'accumulation de lipides dans le foie, de stress oxydatif et de profils métabolomiques modifiés (Lu et coll. 2016).
- Les bars communs (*Dicentrarchus labrax*) se nourrissant de granules de PVC (<0,3 mm, 1,4 % en poids) présentaient d'importants dommages structurels aux intestins (Pedà et coll. 2016).
- Le nombre de *Daphnia magna* qui s'immobilisent après l'ingestion de particules de PE (1 µm; de 12,5 à 200 mg/l) a augmenté en fonction de la concentration et du temps écoulé après une exposition de 96 h (Rehse et coll. 2016).
- L'exposition d'huîtres creuses du Pacifique (*Crassostrea gigas*) à des sphères de PS (2 et 6 µm; 0,023 mg/l) pendant deux mois a entraîné chez les individus une diminution importante du nombre d'ovocytes, de leur diamètre, de la vitesse des spermatozoïdes et du développement larvaire (Sussarellu et coll. 2016).
- Les moules bleues (*Mytilus edulis*) et les arénicoles (*Arenicola marina*) exposées à des microsphères de PS (10 µm, 30 µm, 90 µm; 110 particules/ml d'eau salée pour les moules, et 110 particules/g pour les arénicoles) présentaient un métabolisme accru, mais aucun effet nocif sur le plan de l'allocation d'énergie (Van Cauwenbergh et coll. 2015).
- Des crabes verts (*Carcinus maenas*) se nourrissant de microfibres de PP (de 1 à 5 mm de longueur, 1 % de plastique) présentaient une diminution du taux de consommation alimentaire au fil du temps ainsi qu'une diminution radicale de l'énergie disponible pour la croissance, avec des conséquences minimales à long terme (Watts et coll. 2015).
- L'ingestion de particules de PVC non plastifiés (diamètre moyen de 130 µm, 5 % en poids) par les arénicoles (*Arenicola marina*) a entraîné une baisse de leurs activités alimentaires et une réduction de leurs réserves d'énergie [Wright et coll. 2013].

Un examen du reste des écrits actuels sur les effets écotoxicologiques des microplastiques est présenté plus bas pour chaque milieu naturel d'intérêt. Des études pertinentes sont présentées dans les sections suivantes, et des résumés détaillés figurent à l'annexe D, y compris des données sur la taille, la

concentration et le type de polymères des particules. Étant donné les similarités sur le plan physique et chimique, les données sur les microplastiques primaires ont été utilisées comme données de substitution lorsque les données sur les microplastiques secondaires n'étaient pas facilement disponibles.

Eau

Une grande partie des recherches écotoxicologiques sur les plastiques se sont intéressées au milieu aquatique et particulièrement aux organismes marins (SAPEA 2019). Dans les études en eaux douces, ce sont les invertébrés qui ont été visés par la recherche sur la sensibilité à l'exposition aux microplastiques (Adam et coll. 2019).

Les études sur les effets des plastiques sur les organismes d'eau douce et d'eau salée sont présentées ci-dessous, en fonction de la complexité de l'organisation biologique.

Vertébrés

Yin et coll. (2018) ont exposé des sébastes de l'espèce *Sebastes schlegelii* à des sphères de PS et ont observé une réduction du temps de recherche de nourriture et de la vitesse de nage, une augmentation du comportement grégaire et presque un doublement du temps d'alimentation par rapport aux témoins. Les cyprins dorés (*Carassius auratus*) exposés à des fibres d'acétate de vinyle et d'éthylène, à des fragments de PS et à des granules de poly(acrylate d'éthylène) ont subi des effets sublétaux, comme une perte de poids, des modifications histologiques au tractus gastro-intestinal et aux intestins, une inflammation du foie et des dommages physiques à la mâchoire, y compris des incisions causées par la mastication de particules fragmentées, mais aucun décès n'a été relevé (Jabeen et coll. 2018).

De même, les poissons-zèbres (*Danio rerio*) exposés à des microplastiques de PA, de PE, de PP et de PVC n'ont montré aucune différence importante sur le plan de la létalité, mais les microplastiques ont causé des dommages aux intestins, comme le bris de villosités et le fractionnement d'entérocytes (Lei et coll. 2018a). Une étude de Qiao et coll. (2019a) a présenté des conclusions similaires puisque les poissons-zèbres exposés à des billes de PS vierge présentaient des dommages importants aux intestins, une inflammation, un stress oxydatif et un microbiome intestinal modifié.

Au niveau moléculaire, Qiang et Cheng (2019) ont constaté qu'une exposition à des microplastiques de PS avait entraîné une hausse de l'expression de gènes régulés par une inflammation ou un stress oxydatif chez des larves de poissons-zèbres. L'accumulation de sphères de PS dans le tractus intestinal de sébastes de l'espèce *Sebastes schlegelii* a donné lieu à un trouble de la fonction GI marqué par une diminution importante du contenu en protéines brutes et en lipides et à la présence de bile noire dans la vésicule biliaire (Yin et coll. 2018).

À l'inverse, plusieurs études actuelles font état de l'absence d'effet important sur les vertébrés en ce qui concerne les paramètres mesurés. De Felice et coll. (2018) ont exposé des têtards de *Xenopus laevis* à des microplastiques de PS et n'ont observé aucun effet important sur le plan de la mortalité, de la croissance corporelle ou de l'activité de nage aux premiers stades de vie, et ce, bien que des

microplastiques aient été observés dans le tube digestif de tous les têtards exposés. De plus, Ašmonaitė et coll. (2018) n'ont relevé aucun effet histologique important ou aucune réponse inflammatoire chez les truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposées à des microplastiques de PS, alors que Jacob et coll. (2019) n'ont observé aucun effet sur la recherche de nourriture ou l'évitement des prédateurs chez les poissons de récifs de l'espèce *Acanthurus triostegus* exposés à des microbilles de PS. L'exposition alimentaire à des microplastiques de PVC, de PA, de PE et de PS n'a également eu aucune incidence sur la réponse au stress, le taux de croissance ou la pathologie chez la daurade royale (*Sparus aurata*) (Jovanović et coll. 2018).

Invertébrés

Chez les cladocères (*Daphnia spp.*), une augmentation des concentrations de microplastiques a donné lieu à une mortalité accrue (Aljaibachi et Callaghan 2018, Martins et Guilhermino 2018, Pacheco et coll. 2018). Cependant, Jaikumar et coll. (2018) suggèrent que la mortalité pourrait également varier en fonction de la température. Martins et Guilhermino (2018) ont également observé qu'une exposition à des microplastiques peut avoir des effets transgénérationnels chez *Daphnia magna*. Les femelles provenant de groupes exposés à des microsphères présentaient une diminution sur le plan de la croissance, de la reproduction et du taux de croissance des populations jusqu'à la génération F_3 , ce qui indique que le rétablissement complet à la suite d'une exposition chronique pourrait nécessiter plusieurs générations pour cette espèce. Tang et coll. (2019) n'ont observé aucun cas de mortalité chez les daphnies exposées à des particules de PS, mais ils ont noté une réduction du taux de croissance corporelle et une transcription accrue de l'arginine kinase et de la perméase (des enzymes participant à la défense oxydative et à la production d'énergie).

Les crabes d'eau douce de l'espèce *Eriocheir sinensis* exposés de façon similaire à des microsphères de PS ont présenté un ralentissement du gain de poids et une baisse de l'indice hépatosomatique, ainsi que plusieurs effets biochimiques, comme l'augmentation de la transcription de gènes participant à la réaction au stress oxydatif et aux voies anti-inflammatoires (Yu et coll. 2018).

De même, Jeong et coll. (2017) ont observé qu'une exposition de copépodes marins de l'espèce *Paracyclops nana* à des microbilles de PS a entraîné une augmentation de l'activité des enzymes antioxydants en fonction de la taille. Dans une étude antérieure, Jeong et coll. (2016) ont obtenu des résultats similaires avec le rotifère monogononte *Brachionus koreanus* : plusieurs enzymes antioxydantes ont montré une activité accrue chez les rotifères exposés à des microbilles de PS, ce qui indique un mécanisme de défense contre un stress oxydatif.

Beiras et coll. (2018) ont étudié des rotifères et le crustacé *Tigriopus fulvus*, et ils ont déterminé que la concentration minimale de particules de PE entraînant un effet observé (CMEO) était de 0,01 mg/l en ce qui concerne l'immobilité des rotifères et de 1,0 mg/l en ce qui concerne la mortalité des rotifères et des crustacés.

Dans le cas de l'invertébré d'eau douce *Gammarus pulex*, Weber et coll. (2018) n'ont observé aucun effet important sur la survie des juvéniles, le développement (la mue), le métabolisme ou l'activité d'alimentation, à la suite d'une exposition chronique au PTE. Dans une autre étude,

Redondo-Hasselerharm et coll. (2018) ont exposé *G. pulex* à des microplastiques de PS. Bien que cette exposition n'ait pas eu d'incidence sur la survie de *G. pulex*, les organismes ont connu une diminution importante sur le plan de la croissance, avec une CE₁₀ sur 28 jours (concentration entraînant un effet sur 10 % de la population) de 1,07 % de plastique en poids sec de sédiments.

Des études ont aussi été menées sur des espèces de coraux. Chapron et coll. (2018) ont noté qu'une exposition à des microbilles de PEBD donnait lieu à une diminution importante du taux de capture de proies et à une diminution du taux de croissance du squelette et de la calcification chez *Lophelia pertusa* un corail marin. Hankins et coll. (2018) n'ont observé aucun effet important sur la calcification chez le grand corail *Monistraera cavernosa* ou le petit corail *Orbicella faveolata*, et ce, malgré l'ingestion active de microbilles de PE.

L'exposition d'invertébrés aux microplastiques durant les premiers stades du développement a également fait l'objet d'études. Lo et Chan (2018) ont noté qu'une exposition à des concentrations de particules de PS pertinentes sur le plan de l'environnement n'a eu aucune incidence sur les larves et les juvéniles de l'espèce d'escargots de mer *Crepidula onyx*. À des concentrations élevées, les larves croissaient plus lentement et se fixaient à une taille plus petite que celle des témoins. En outre, les escargots exposés à des microplastiques aux stades larvaires seulement présentaient un taux de croissance inférieur après l'élimination des microparticules, ce qui indique un possible effet hérité (Lo et Chan 2018). De même, les larves de moules bleues (*Mytilus edulis*) exposées à des billes de PS n'ont connu aucune variation sur le plan du taux de croissance, mais on a constaté une augmentation du nombre de larves au développement anormal (Rist et coll. 2019). Beiras et coll. (2018) n'ont observé aucun effet important des microplastiques de PE vierge sur le développement embryonnaire des moules dans des conditions statiques.

Producteurs primaires

Les algues vertes de l'espèce *Chlorella pyrenoidosa* exposées à des billes de PS ont montré un taux inhibé de croissance qui correspondait à une augmentation de la concentration de plastique (Mao et coll. 2018). Une activité photosynthétique réduite et des membranes cellulaires endommagées ont également été observées, mais un rétablissement de la biomasse algale et de l'activité photosynthétique a été constaté dans les phases ultérieures de croissance, qui pourrait être lié à des mécanismes de désintoxication. De plus, Gambardella et coll. (2018) ont noté que l'exposition à des microbilles de PS entraînait une inhibition de la croissance en fonction de la dose chez les algues microscopiques vertes de l'espèce *Dunaliella tertiolecta* : l'inhibition a atteint 40 % à la concentration la plus élevée.

Des études actuelles montrent également une absence d'effets importants sur les producteurs primaires en ce qui concerne les paramètres mesurés. Sjollema et coll. (2016) ont exposé des espèces d'algues microscopiques marines et dulcicoles à des microbilles de PS vierge neutres et à charge négative, et ils ont noté une absence d'effets importants de tous les traitements sur la photosynthèse. En outre, Garrido et coll. (2019) n'ont noté aucun effet sur le taux de croissance quotidien des algues

microscopiques de l'espèce *Isochrysis galbana* exposées à des particules de PE à toutes les concentrations analysées.

Sol

Il existe peu d'études expérimentales du biote endogé, mais les publications existantes indiquent que l'exposition aux microplastiques peut avoir des effets nocifs sur la santé et le comportement des organismes.

Ju et coll. (2019) ont montré qu'une exposition pendant 28 jours de collemboles de l'espèce *Folsomia candida* à des microplastiques de PE a causé une hausse des cas de comportement d'évitement et à une inhibition du taux de reproduction pouvant atteindre 70,2 % à la concentration d'exposition la plus élevée. De plus, les collemboles exposés avaient une flore intestinale considérablement réduite. De même, Kim et An (2019) ont constaté que l'infiltration de microplastiques dans les biopores du sol entraînait une inhibition des déplacements de l'invertébré *Lobella sokamensis*.

Les microplastiques de PS sont également toxiques pour l'invertébré endogé *Caenorhabditis elegans* à la suite d'une période d'exposition de trois jours (Lei et coll. 2018b). Une exposition de nématodes à des particules de PS de 1,0 µm a donné lieu à une diminution du taux de survie, de la durée de vie moyenne et de la taille corporelle moyenne, ainsi qu'à des dommages importants aux neurones GABAergiques, comparativement aux autres tailles de particules analysées.

Sédiments

Les sédiments ont été moins étudiés que le milieu aquatique. Toutefois, les publications scientifiques actuelles indiquent la nocivité possible des microplastiques sur les organismes vivant dans les sédiments.

Ziajahromi et coll. (2018) ont exposé des larves du diptère *Chironomus tepperi* à des microplastiques de PE vierge de quatre gammes de taille différentes pour évaluer l'incidence sur le développement. Les auteurs ont conclu que la survie des diptères varie en fonction de leur taille. En effet, les organismes exposés à des microplastiques de taille similaire à leur nourriture habituelle (de 10 à 27 µm) avaient un taux de survie de 57 %, comparativement à 92 % dans le groupe témoin négatif, ainsi que des tailles corporelles et des capsules céphaliques considérablement plus petites. De plus, Leung et Chan (2018) ont noté que les microplastiques de PS causaient une augmentation importante de la mortalité et à une diminution de la régénération des parties corporelles chez les polychètes (*Perinereis aibuhitensis*), de manière reliée à la taille, après une période d'exposition de quatre semaines. De plus, l'exposition de bivalves *Ennucula tenuis* et *Abra nitida* vivant dans les sédiments à des microplastiques de PE fragmentées dans trois gammes de tailles a provoqué une diminution de leurs réserves d'énergie en fonction de la concentration, mais aucune mortalité importante (Bour et coll. 2018). Les individus de l'espèce *E. tenuis* exposés avaient également une teneur en lipides beaucoup plus faible dans une seule condition, alors qu'une teneur en protéines plus faible a été observée chez les individus de l'espèce *A. nitida* exposés à de grandes particules à toutes les concentrations.

Les nématodes *Caenorhabditis elegans* exposés à des microplastiques de PA, de PE, de PP et de PVC ont connu une diminution de leur taux de survie, de leur taille et de leur reproduction, ainsi qu'une réduction de leur teneur en calcium et une augmentation de l'expression d'enzymes, ce qui indique un stress oxydatif et des dommages aux intestins (Lei et coll. 2018a).

Contrairement aux travaux de recherche susmentionnés, des études montrent l'absence d'effets nocifs chez des organismes exposés à des microplastiques dans les sédiments.

Redondo-Hasselerharm et coll. (2018) n'ont observé aucun effet important sur la survie ou la croissance des macroinvertébrés benthiques d'eau douce *Hyalella azteca*, *Asellus aquaticus*, *Sphaerium corneum* et *Tubifex* spp. à la suite d'une exposition à des microplastiques de PS. De plus, les auteurs n'ont relevé aucun effet sur la reproduction du ver d'eau douce *Lumbriculus variegatus*.

6.2.3 Transfert trophique

Il existe peu de publications sur la capacité des microplastiques de migrer parmi les différents niveaux trophiques, comme dans une chaîne alimentaire. On a peu étudié le transfert trophique et encore moins l'importance de la bioconcentration, de la bioamplification et de la bioaccumulation (Provencher et coll. 2018b). Hammer et coll. (2016) ont réalisé l'une des rares études faisant la démonstration du transfert vertical de particules de plastique dans un réseau trophique. Dans cette étude, les plastiques retrouvés dans les intestins de grands labbes (*Stercorarius skua*) des îles Féroé correspondaient à ceux présents dans les proies de ces oiseaux marins se nourrissant en surface, ce qui indique une consommation directe.

De plus, Cuthbert et coll. (2019) ont montré le transfert de microplastiques vers les larves de diptères prédateurs *Chaoborus flavicans* qui ont consommé des larves du moustique *Culex pipiens* exposées à des microplastiques de PS de 2 µm. Les auteurs ont constaté que la quantité de microplastiques transférée était corrélée aux taux de consommation de larves de moustiques.

Pour étudier le transfert le long de la chaîne alimentaire naturelle, Batel et coll. (2016) ont exposé des nauplii d'artémies à des microplastiques de 1 à 5 ou de 10 à 20 µm, puis ils ont utilisé ces nauplii pour nourrir des poissons-zèbres (*Danio rerio*). Les auteurs ont observé que les poissons-zèbres pouvaient absorber les microplastiques, mais n'ont observé aucune accumulation importante ou rétention supplémentaire dans leurs intestins ou de transfert vers d'autres organes. De même, Welden et coll. (2018) ont trouvé par l'examen du contenu d'estomacs qu'un transfert trophique de microplastiques s'était produit entre des lancs équilles (*Ammodytes tobianus*) et leur prédateur, la plie (*Pleuronectes platessa*) de la mer Celtique. Cependant, les microplastiques ont été excrétés par la plie.

Certaines études suggèrent que l'ingestion non intentionnelle, plutôt que le transfert trophique, constitue le principal mode d'ingestion de microplastiques. Chagnon et coll. (2018) n'ont noté aucune accumulation de microplastiques dans l'estomac de thons à nageoires jaunes (*Thunnus albacares*), un grand poisson prédateur de l'île de Pâques, et ce, malgré la présence de plastiques dans les intestins de leurs proies. Hipfner et coll. (2018) ont également conclu que deux espèces de poissons du Nord-Est du Pacifique, le lanc japonais (*Ammodytes personatus*) et le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), ne

constituent pas des vecteurs importants pour le transfert de microfibres à des piscivores marins le long de la côte de la Colombie-Britannique.

6.2.4 Translocation

Bien que les mécanismes de translocation des intestins d'un organisme à d'autres parties de son corps n'aient pas été bien étudiés à ce jour, les écrits scientifiques actuels montrent qu'elle varie habituellement en fonction de la taille. Par exemple, Lu et coll. (2016) ont noté que les particules inférieures à 5 µm peuvent passer du foie d'un poisson à ses intestins, tandis que les particules de 20 µm ne le peuvent faire (Jovanović 2017). Les petites particules ont la capacité de pénétrer plus facilement dans l'appareil circulatoire, mais elles peuvent également être excrétées plus facilement que les grands microplastiques (Jovanović 2017, Burns et Boxall 2018).

Des études actuelles montrent que la translocation se produit dans certains organismes et dans certains organes, mais d'autres études contredisent ces conclusions. Par exemple, la translocation de sphères de PS de 0,5 µm vers l'hémolymph, les branchies et les ovaires a été observée chez le crabe vert (*Carcinus maenas*) [Farrell and Nelson 2013]. Lu et coll. (2016) ont trouvé des particules de PS de 5 µm dans les branchies, le foie et les intestins de poissons-zèbres (*Danio rerio*), mais ils n'ont trouvé des particules de 20 µm que dans les branchies et les intestins. Chez les bivalves, la translocation de sphères de PS de 3,0 ou de 9,6 µm entre le tractus gastro-intestinal et l'appareil circulatoire a été observée chez la moule bleue (*Mytilus edulis*) [Browne et coll. (2008)]. Toutefois, une étude sur l'huître du Pacifique (*Crassostrea gigas*) par Sussarellu et coll. (2016) n'a révélé aucune preuve de translocation de sphères de PS de 2 et de 6 µm. Les données limitées sur les poissons montrent aussi de très petites quantités de microplastiques dans les muscles des poissons (Karami et coll. 2017a; Abbasi et coll. 2018; Akhbarizadeh et coll. 2018).

Les résultats contradictoires obtenus dans ces études pourraient être attribuables à des différences interspécifiques ou à des résultats faussement positifs qui peuvent survenir à la suite du lessivage du colorant fluorescent souvent utilisé pour suivre l'ingestion de particules. Schür et coll. (2019) ont testé cette théorie à l'essai et constaté que des gouttelettes fluorescentes ne se retrouvent pas toujours au même endroit que les billes de PS ingérées par *Daphnia magna*. La microscopie confocale à balayage laser a permis d'établir que les billes de 1 µm ne se retrouvent pas au même endroit qu'un colorant fluorescent dans les intestins et que la fluorescence s'atténue rapidement. La fluorescence a également été observée dans des gouttelettes lipidiques à l'extérieur du tractus gastro-intestinal, mais aucune particule de plastique n'a été détectée dans ces mêmes gouttelettes. Par conséquent, étant donné que des résultats faussement positifs peuvent se produire dans les études d'absorption à l'absence de mesures pour éviter la création potentielle de faux effets en assurant la stabilité des colorants, en contrôlant le lessivage des colorants (p. ex., en lavant les particules au préalable) ou en utilisant l'imagerie microscopique pour confirmer la présence de plastiques, les résultats doivent être interprétés avec prudence.

7. Répercussions sur la santé humaine

7.1 Macroplastiques

Bien que la population observe et interagisse fréquemment avec les microplastiques, on ne s'attend pas à ce que l'exposition humaine à la pollution par les macroplastiques soit préoccupante. Par conséquent, nous n'examinerons pas les effets de la pollution par les macroplastiques sur la santé humaine dans le présent rapport.

7.2 Microplastiques

Les humains pourraient être exposés à des microplastiques en ingérant des aliments ou de l'eau potable (voir la section 5.2) et en inhalant de l'air intérieur ou extérieur (voir la section 5.1.3). Nous discutons plus bas de la toxicité des microplastiques par ingestion et inhalation. Dans la mesure du possible, nos déductions sont tirées d'études épidémiologiques sur les effets des microplastiques chez l'humain et d'études expérimentales sur les effets des microplastiques chez des animaux de laboratoire. Aucun examen exhaustif des études *in vitro* sur les effets des microplastiques n'a été mené, car il n'était pas clair que ces études étaient pertinentes sur le plan de la santé humaine. Il est également question des effets des biofilms sur la santé humaine.

Dès qu'ils sont ingérés ou inhalés, les microplastiques peuvent avoir des effets en raison soit de leur présence physique dans le tube digestif ou les poumons, soit de la composition chimique des polymères de plastique en tant que tels, ou de leurs monomères, additifs ou substances sorbées. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a récemment évalué l'exposition humaine aux microplastiques dans l'eau potable en utilisant des estimations prudentes du pire scénario des concentrations d'additifs et de substances chimiques sorbées sur des microplastiques (OMS 2019). L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) ont mené une évaluation similaire de l'exposition aux microplastiques dans les produits de la mer (EFSA 2016, FAO 2017). Dans ces évaluations, les auteurs ont conclu que l'exposition aux microplastiques et/ou aux substances chimiques associées aux microplastiques était peu préoccupante pour la santé humaine (EFSA 2016, FAO 2017, OMS 2019). Pour de plus amples renseignements sur ces évaluations de l'exposition et des risques, veuillez consulter les études citées dans ce qui suit.

7.2.1 Effets de l'exposition par voie orale

Propriétés physicochimiques influant sur l'absorption et la toxicité

L'absorption et la translocation des microplastiques une fois ingérés sont fortement liées aux propriétés physicochimiques des particules ingérées (FAO 2017, Wright et Kelly 2017, OMS 2019). La taille des particules est un facteur déterminant important de l'absorption par l'épithélium de l'intestin. Les petites particules ont de plus grands rapports surface/volume, ce qui peut augmenter leur capacité de se déplacer vers les organes internes ainsi que leur bioréactivité (OMS 2019). Un plus grand rapport surface/volume peut également accroître la capacité de sorption des contaminants de l'environnement par les microplastiques. Les petites particules peuvent également se fragmenter plus facilement et même s'il a été démontré que les microplastiques se dégradent en polymères plus petits dans le tractus

gastro-intestinal du krill de l'Antarctique (Dawson et coll. 2018), il n'est pas certain que cette dégradation se produit dans le tube digestif chez l'humain (OMS 2019). La concentration de particules peut aussi influer sur la toxicité, car les concentrations élevées devraient surcharger les mécanismes de clairance biologique et causer des réactions qui ne sont par ailleurs pas observées à des doses plus faibles (OMS 2019). À l'heure actuelle, on ne sait pas clairement comment d'autres propriétés, telles que la forme et la chimie de surface, peuvent influer sur l'absorption, la rétention ou la toxicité des microplastiques ingérés (Stock et coll. 2019; OMS 2019).

Toxicocinétique

Il existe peu de données sur le devenir des microplastiques ingérés par les mammifères. La littérature disponible suggère qu'une fois ingérés, les microplastiques peuvent demeurer confinés dans le tube digestif, se déplacer depuis le tube digestif jusque dans des organes ou des tissus, ou être excrétés (EFSA 2016; FAO 2017).

Plusieurs mécanismes d'absorption ont été proposés pour les microplastiques, dont l'endocytose par les cellules à microplis (cellules M) des plaques de Peyer dans l'intestin et la persorption par la voie paracellulaire (voir EFSA 2016, FAO 2017 et Wright et Kelly 2017, pour un article de synthèse approfondi de la toxicocinétique des microplastiques). Les données limitées nous indiquent que la plus grande fraction des microplastiques ingérés (plus de 90 %) devrait être excrétée dans les selles (EFSA 2016; FAO 2017). Les microplastiques d'un diamètre supérieur à 150 µm devraient également rester confinés dans la lumière du tube digestif et être excrétés, tandis que seul un petit nombre de particules plus petites devraient être absorbées (EFSA 2016; FAO 2017; OMS 2019). Il a été démontré que divers types de microparticules mesurant entre 0,1 et 150 µm traversent le tube digestif des mammifères et atteignent le système lymphatique (Hussain et coll. 2001; EFSA 2016; FAO 2017). Par exemple, Volkheimer (1975) a détecté des microplastiques de PVC (5 à 110 µm) dans les veines portes de chiens. Étant donné ces résultats, il est possible que les microplastiques de 150 µm et moins puissent terminer leur course dans le système lymphatique et entraîner une exposition généralisée, bien que l'absorption devrait être faible ($\leq 0,3\%$; EFSA 2016; FAO 2017). Seuls les microplastiques très petits ($< 1,5\text{ }\mu\text{m}$) devraient s'introduire dans les capillaires et pénétrer profondément dans les tissus (Yoo et coll. 2011, EFSA 2016), ce qui concorde avec les résultats d'une étude récente de 28 jours dans laquelle des souris ont reçu par gavage des concentrations élevées d'un mélange de microplastiques de PS de différentes tailles (voie orale) trois fois par semaine (Stock et coll. 2019). Seuls quelques microplastiques ont été détectés dans les parois de l'intestin (toutefois, aucune analyse quantitative n'a été réalisée), ce qui représente une très faible absorption par les tissus du tube digestif, et aucun microplastique n'a été trouvé dans le foie, la rate ou les reins. Par contre, dans une autre étude, Deng et coll. (2017) ont trouvé une translocation significative des microplastiques de PS de 5 µm et de 20 µm dans le foie et les reins chez la souris. Toutefois, la qualité de ces données est contestable en raison des limites notables du plan expérimental, de la consignation des données et de la plausibilité des résultats sur le plan biologique (Tang 2017; Böhmert et coll. 2019; Braeuning 2019). D'après un seul modèle humain de perfusion de placenta ex vivo, des billes de PS de taille inférieure à 240 nm marquées par une substance fluorescente peuvent être absorbées par le placenta (Wick et coll. 2010).

Études chez l'humain

Aucune étude épidémiologique ou à dose contrôlée évaluant les effets de microplastiques ingérés chez l'humain n'a été trouvée.

Études chez les animaux de laboratoire

Un petit nombre d'études animales s'intéressaient aux effets nocifs potentiels de l'ingestion de microplastiques (Merski et coll. 2008; Mahler et coll. 2012; Deng et coll. 2017 et 2018, Lu et coll. 2018; Rafiee et coll. 2018; Jin et coll. 2019; Stock et coll. 2019). Les études portaient sur quelques types seulement de microplastiques vierges et des concentrations inconnues ou élevées de microplastiques qui n'étaient pas nécessairement représentatives de l'exposition humaine prévue. Dans les études sur la toxicité, les concentrations à l'essai étaient supérieures de plusieurs ordres de grandeur à celles prévues chez les humains. Par conséquent, il n'a pas été possible d'évaluer adéquatement les risques pour la santé humaine de l'ingestion de microplastiques à partir des données animales actuelles (EFSA 2016; FAO 2017; Wright et Kelly 2017; OMS 2019). L'OMS a mené le plus récent examen des données toxicologiques sur l'ingestion de microplastiques. En accord avec les examens antérieurs réalisés par l'EFSA (2016) et la FAO (2017), l'OMS a conclu que les données étaient insuffisantes pour permettre une évaluation robuste des risques potentiels sur la santé humaine posés par l'ingestion de microplastiques, bien qu'il n'existe aucune donnée semblant indiquer que l'ingestion de ces microplastiques puisse être préoccupante pour la santé humaine (OMS 2019). Les études toxicologiques pertinentes sont résumées ci-dessous, accompagnées de descriptions plus détaillées, notamment sur les concentrations à l'essai, présentées dans le tableau E-1 à l'annexe E.

Dans une étude de 90 jours conforme aux lignes directrices de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) pour les essais, aucun effet négatif sur les paramètres sanguins, le poids des organes ou l'histopathologie n'a été observé chez des rats ayant reçu quotidiennement de la nourriture contenant jusqu'à 5 % de fibres de PE et de PET broyées (Merski et coll. 2008). Étant donné l'absence de toxicité observée, la dose d'essai la plus élevée a été considérée comme la dose sans effet observé (DSEO), équivalant à environ 2500 mg/kg p.c./jour (OMS 2019). Les concentrations de fibres n'étaient pas indiquées.

D'autres études ont signalé des effets nocifs pour la santé chez la souris après l'administration, par voie orale, de doses très élevées de microplastiques, soit des doses de plusieurs ordres de grandeur supérieures aux concentrations de microplastiques attendues dans les aliments et l'eau potable (Deng et coll. 2017 et 2018; Lu et coll. 2018; Jin et coll. 2019). Ces études ont été largement critiquées en raison du manque de fiabilité et de pertinence (Böhmert et coll. 2019; Braeuning 2019; Tang 2017; OMS 2019; Stock et coll. 2019). L'exposition à des concentrations élevées de microplastiques de PS dans l'eau potable a été associée à des modifications dans la métabolisation des lipides, la composition du microbiote intestinal, la métabolisation des acides aminés et de la bile et la sécrétion de mucus, ainsi qu'à une altération du fonctionnement de la barrière intestinale chez la souris (Jin et coll. 2019; Lu et coll. 2018). De l'inflammation et des gouttelettes de lipides ont été observées dans le foie des souris ayant été exposées, par gavage, à des concentrations élevées de microplastiques de PS (Deng et coll.

2017), mais la présence de ces effets ne peut être déterminée en raison de la piètre qualité des images histologiques (Braeuning 2019). Deng et coll. (2017) ont également rapporté des changements dans les profils métaboliques qui semblent indiquer des perturbations dans le métabolisme énergétique, la métabolisation des lipides, le stress oxydatif et les réponses neurotoxiques. Toutefois, la pertinence de ces critères d'effets métaboliques dans l'évaluation des effets potentiels des microplastiques sur la santé humaine est difficile à déterminer (Tang 2017, Braeuning 2019, OMS 2019).

Plus récemment, une étude de 28 jours chez la souris a permis d'évaluer les effets négatifs d'un mélange de microplastiques de PS de différentes tailles (1, 4 et 10 µm) administré par gavage trois fois par semaine à une souris mâle porteuse du gène rapporteur de l'oxygénase hémique-1, un modèle murin transgénique utilisé pour évaluer le stress oxydatif et la réponse inflammatoire (Stock et coll. 2019). Contrairement aux études antérieures (Deng et coll. 2017, 2018), cette étude n'a révélé aucune preuve de stress oxydatif ou d'inflammation. Même si des doses très élevées de microplastiques ont été utilisées à des fins d'uniformisation avec d'autres études de toxicité par voie orale chez des rongeurs, le schéma expérimental retenu consistait notamment à administrer le traitement trois fois par semaine aux animaux, afin d'être plus représentatif d'un scénario réaliste d'exposition humaine. Cependant, étant donné la grande incertitude entourant l'exposition humaine aux microplastiques, il n'est pas clair si ce plan posologique expérimental (c.-à-d., trois fois par semaine) était en fait plus représentatif de l'exposition humaine qu'un schéma posologique quotidien.

7.2.2 Effets d'une exposition par inhalation

L'inhalation de microplastiques peut causer un risque en raison de leur présence physique dans les poumons, un risque n'ayant pas de liens avec les dangers de nature chimique. On publie de plus en plus d'articles scientifiques démontrant des effets spécifiques des microplastiques dans les poumons, mais le potentiel de ces microplastiques de causer des effets sur les voies respiratoires ou à se déplacer vers d'autres tissus reste incertain. On peut toutefois le déduire à partir des concepts de toxicologie des particules. Dans l'ensemble, la toxicité liée au danger de la présence physique des particules peut comprendre le stress oxydatif, la cytotoxicité, l'inflammation, la translocation vers d'autres tissus et, dans certaines situations où la concentration de l'exposition est exceptionnellement élevée, la surcharge en particules (charge alvéolaire élevée de particules qui peuvent nuire à l'excrétion) [Prata 2018]. On a montré que les particules peu solubles qui ne sont pas intrinsèquement toxiques, comme le carbone noir et le TiO₂, causent de l'inflammation et la formation de tumeurs chez les rongeurs, toutefois à des concentrations d'exposition très élevées (Borm et Driscoll, 2019). On a également associé l'inhalation de particules fines à des effets nocifs pour l'appareil respiratoire et le système cardiovasculaire, mais à l'heure actuelle, il n'est pas possible de tirer de conclusion sur les effets particulaires des microplastiques.

La toxicité potentielle des particules dépend fortement de la taille et de la forme des particules, lesquelles influeront sur leur dépôt dans les voies respiratoires, leur interaction avec les matrices biologiques, leur potentiel à se déplacer et l'efficacité des mécanismes d'élimination des particules. En général, les particules inhalables de diamètre aérodynamique équivalent supérieur à 10 µm se déposeront, pour la plupart, dans la région extrathoracique, tandis que les particules de diamètre inférieur à 10 µm peuvent atteindre les régions trachéobronchiales des poumons (US EPA 2009). On s'attend à ce que la plupart de ces particules

soient éliminées des voies respiratoires par clairance mucociliaire (c.-à-d., que les particules piégées dans le mucus soient expulsées par la toux), bien qu'une telle élimination puisse entraîner l'ingestion de particules et une exposition gastrointestinale (Gasperi et coll. 2018). En théorie, les petites particules de diamètre inférieur à 2,5 µm peuvent atteindre la région alvéolaire des poumons. Ces particules sont éliminées par la phagocytose des macrophages alvéolaires. Il existe toutefois des données contradictoires révélant que de très petites particules de l'ordre des nanomètres peuvent échapper aux mécanismes d'élimination alvéolaire et s'accumuler dans les poumons, et atteindre finalement l'interstitium (Li N et coll. 2016).

Les profils de dépôt des fibres sont plus difficiles à établir. Étant donné leur longueur, la plupart des microfibres de plastique devraient se déposer soit dans la région extrathoracique soit dans les voies respiratoires supérieures et être éliminées par clairance mucociliaire (Gasperi et coll. 2018). En général, les longues fibres de plastique, bien que souples, sont plus susceptibles d'éviter les mécanismes d'élimination (Prata 2018). La région dans laquelle elles se déposent et le temps de séjour dans les poumons influeront grandement sur les dangers physiques associés aux microfibres. Bien que les données propres aux microplastiques sont insuffisantes, les observations de microfibres de plastique dans les biopsies de tissus pulmonaires de travailleurs d'une industrie de textiles synthétiques, ainsi que dans des tissus pulmonaires sains et des tissus néoplasiques de patients atteints d'un cancer du poumon, corroborent le caractère plausible de la rétention des microplastiques dans les poumons parvenus là par inhalation (Pauly et coll. 1998; Wright et Kelly 2017).

Il existe quelques études portant sur la translocation des particules de plastique hors des poumons après une inhalation. Il est possible que des microplastiques se déplacent des poumons vers la circulation générale ou le système lymphatique, d'où ils pourraient atteindre d'autres tissus. Dans une étude sur les effets d'une instillation intratrachéale chez des rats en gestation (équivalant à $2,4 \times 10^{13}$ particules), une migration par voie générale dans le placenta, l'organisme entier des petits, ainsi que dans le foie, le cœur et la rate des fœtus a été observée (Fournier et coll. 2018). Chez des rats sains auxquels des particules de PS radiomarquées d'un diamètre de 56,4 et de 202 nm ont été instillées par la trachée, on a constaté qu'une petite fraction uniquement (< 2,5 %) de ces particules était passée dans la circulation générale, ce qui augmente à 4,7 % la présence des petites particules dans des poumons enflammés par les lipopolysaccharides (Chen et coll. 2006). La probabilité de translocation devrait augmenter avec la diminution du diamètre des particules et l'augmentation du temps de séjour, ainsi que chez les individus dont la fonction pulmonaire est compromise et en présence d'une inflammation (c.-à-d., en raison de la perméabilité cellulaire accrue) [Galloway 2015]. La région alvéolaire des poumons pourrait être préoccupante, notamment parce que de petites particules peuvent y pénétrer (et parce qu'elles sont naturellement plus réactives en raison de leur grande superficie) et en partie en raison des échanges avec la circulation générale à cet endroit. Dans les voies respiratoires supérieures, les particules peuvent diffuser par le mucus et atteindre l'épithélium sous-jacent où elles peuvent se déplacer. Cependant, la diffusion par le mucus ne devrait pas se produire avec les particules insolubles telles que les microplastiques. Il convient de noter que chez le rat, les particules ultrafines atteindraient les tissus cérébraux par translocation par le nerf olfactif depuis la fosse nasale (Oberdörster et coll. 2004).

Les données sur les dangers physiques liés à l'inhalation de microplastiques sont rares. Les études futures devraient se concentrer sur la confirmation et l'exploration des mécanismes toxicologiques des

dangers physiques associés aux microplastiques, notamment sur leurs effets dans les poumons et le système cardiovasculaire, et leur capacité de translocation dans les tissus extrapulmonaires.

Études chez l'humain

Étant donné que les participants des seules études à doses contrôlées de microplastiques réalisées chez l'humain étaient exposés à du toner d'imprimante, les données n'ont pas été jugées pertinentes pour la présente évaluation. Aucune étude épidémiologique des microplastiques dans l'air intérieur ou l'air ambiant sur la population générale n'a été retrouvée. Les études sur les effets des microplastiques sur la santé, qui se limitent à quelques études épidémiologiques en milieu de travail et à une étude sur des biopsies de poumons, sont résumées plus bas.

On compte deux articles de synthèse (Wright et Kelly 2017, Prata 2018) sur les résultats d'études épidémiologiques en milieu de travail chez des personnes travaillant avec des textiles synthétiques, de la bourre de nylon et du PVC. Les études ont permis de dégager des liens entre le travail dans ces industries et une augmentation des effets nocifs pour l'appareil respiratoire, notamment des lésions aux voies respiratoires, une fibrose pulmonaire, une diminution de la fonction pulmonaire, une respiration sifflante, une dyspnée, des crépitements inspiratoires, une toux chronique, une production chronique de mucus, une irritation des yeux et de la gorge, une réaction bronchique accrue, une bronchite, une bronchiolite, de l'emphysème, de l'asthme, une pneumoconiose, une pneumopathie interstitielle, des granulomes à corps étranger et une insuffisance respiratoire aiguë (Wright et Kelly 2017, Prata 2018). Quelques études sur ces effets parmi plusieurs études ont établi des associations entre le travail dans ces industries et le cancer du système digestif et celui des voies respiratoires. Malgré les associations entre l'exposition à des particules ou à des fibres de plastique et des effets nocifs pour la santé, on n'a pu tirer aucune conclusion définitive en raison de variables confondantes telles que l'exposition à la présence concomitante d'autres dangers en milieu de travail qui pourraient contribuer à causer des effets sur l'appareil respiratoire.

Un troisième article de synthèse portait sur les données épidémiologiques probantes des effets sur la santé chez des femmes travaillant dans des industries de fabrication de plastiques et de traitement des plastiques, mais ne portait pas spécifiquement sur les microplastiques (DeMatteo et coll. 2012). Les études épidémiologiques ont permis d'établir des liens entre le travail dans des industries des plastiques et le cancer du sein, les fausses couches et l'infertilité. Comme l'exposition aux microplastiques n'était pas examinée spécifiquement dans ces études, il n'est pas clair que ces liens avec les effets sur la santé soient associés à l'inhalation de particules et de fibres de plastique ou à l'exposition à d'autres substances utilisées dans la production de plastiques.

Des études épidémiologiques ont été menées, portant sur d'autres emplois où les travailleurs sont exposés à des microplastiques. Cependant, comme la plupart des études limitaient leur catégorisation de l'exposition à l'exposition professionnelle, les effets indésirables de l'exposition aux microplastiques n'ont pas été spécifiquement étudiés. Un petit sous-ensemble des études épidémiologiques comprenait des analyses liées spécifiquement à l'exposition à des particules ou à des fibres de plastique. Or il n'est ici question que de ces études. Aucune augmentation de l'incidence du cancer du poumon ou des voies

respiratoires n'a été associée à l'exposition à la poussière de PU chez les personnes exposées à la mousse de PU dans le cadre de leur travail (Sorahan et Pope 1993, Mikoczy et coll. 2004; Pinkerton et coll. 2016). Chez les patronniers et les modélistes, une augmentation de l'incidence de la lymphocytopenie a été fortement liée à l'exposition aux poussières de plastique, mais aucune relation entre l'exposition et la réponse n'a été établie (Demers et coll. 1994).

La pertinence des données sur l'exposition professionnelle aux microplastiques en suspension dans l'air pour la population générale n'est pas connue, car l'extrapolation de l'exposition professionnelle à des doses élevées à l'exposition à des doses plus faibles, comme celles prévues pour la population générale, est difficile faute de données sur les effets de concentrations plus faibles sur la santé. Une autre limite de l'ensemble de données est que la plupart des études n'ont pas examiné l'incidence de la relation dose-réponse sur les effets sur la santé. De plus, les travailleurs examinés dans les études ont pu avoir été exposés de manière concomitante à d'autres substances chimiques associées à des effets nocifs pour la santé, comme des monomères, des catalyseurs, des additifs et d'autres composés utilisés dans leur milieu de travail.

Études avec des animaux de laboratoire

Des études sur l'inhalation de microplastiques réalisées chez le rat (Laskin et coll. 1972; Thyssen et coll. 1978; Hesterberg et coll. 1992; Warheit et coll. 2003; Ma-Hock et coll. 2012), le hamster (Laskin et coll. 1972) et le cobaye (Pimentel et coll. 1975) ont été trouvées. Les constituants des microplastiques dans les études comprenaient des fibres de PP (Hesterberg et coll. 1992), des particules de PU (Laskin et coll. 1972; Thyssen et coll. 1978), des fibres ou des particules de nylon (Pimentel et coll. 1975; Warheit et coll. 2003), des particules de PAN (Pimentel et coll. 1975) et un copolymère d'ester acrylique (Ma-Hock et coll. 2012). La durée de l'exposition variait, la plus longue durée étant de 325 jours dans une étude, la durée d'une exposition subchronique étant de 12 à 13 semaines dans deux études et la durée de l'exposition subaiguë étant de 5 à 30 jours d'exposition dans trois études. Pour de plus amples descriptions de ces études, notamment sur les concentrations à l'essai et les résultats, veuillez consulter le tableau E-2 à l'annexe E.

Les effets observés dans les études d'inhalation étaient généralement cohérents et non liés à la durée, au type de plastique et à l'espèce. Les observations concordant avec des réactions à un corps étranger étaient courantes dans les études : une augmentation de l'activité des cellules inflammatoires ou du nombre de ces cellules, lesquelles contenaient des fibres ou des particules (principalement observées dans les tissus des poumons et le liquide de lavage bronchoalvéolaire [LLBA], mais également dans le système lymphatique), et étaient souvent accompagnées de granulomes. Dans les régions des poumons associées à un dépôt de particules, une hyperplasie, de l'emphysème et un œdème ont été observés. Les études dans lesquelles les animaux étaient euthanasiés à différents intervalles après l'exposition indiquaient généralement que les effets étaient réversibles, ce qui laisse à penser que les effets sont des réponses adaptatives plutôt que des réactions défavorables. Aucun effet lié à la dose n'a été observé dans la mortalité, le temps de survie, le comportement, les observations cliniques, l'incidence des tumeurs ou la fibrose. Les concentrations minimales entraînant un effet observé (CMEO), ajustées pour représenter une exposition intermittente, variaient de 0,48 à 2,3 mg/m³, sauf dans l'étude où la durée

était la plus courte, et aucun changement lié au traitement dans le LLBA ou sur l'histologie n'a été observé jusqu'à la concentration sans effet observé (CSEO) ajustée de 2,7 mg/m³, chez des rats exposés pendant 5 jours et suivis jusqu'à 24 jours après l'exposition (Ma-Hock et coll. 2012). Cependant, la plupart des études n'ont pas été réalisées en conformité avec les méthodes des Lignes directrices de l'OCDE pour les essais. De plus, la pertinence de ces études animales pour l'humain n'est pas claire, car les concentrations d'exposition dans les études étaient beaucoup plus élevées que celles dont on peut s'attendre chez les humains dans les scénarios d'exposition typiques.

Les études d'exposition par inhalation sont également étayées par les observations d'études d'exposition par instillation intratrachéale chez le rat. Dans ces études, les animaux étaient exposés à des particules de PVC (Agarwal et coll. 1978; Pigott et Ishmael 1979; Xu et coll. 2004), à des fibres ou à des particules de nylon (Porter et coll. 1999), à des particules de PS (Brown et coll. 2001; Fournier et coll. 2018) ou à des particules de PU (Stemmer et coll. 1975). La plupart des études ne comportaient qu'une concentration d'exposition et qu'une seule instillation intratrachéale, sauf pour un groupe dans l'étude de Fournier et coll. 2018 (exposition aux deux jours). Dans les différentes études, un suivi des rats était effectué 1 journée à 24 mois après l'instillation. En général, les réactions à un corps étranger observées dans les études d'exposition par inhalation ont également été observées dans les études d'exposition par instillation intratrachéale. Une étude a démontré que les effets de particules de PVC lavées étaient égaux ou plus grands que ceux des particules de PVC non lavées, ce qui semble indiquer que les effets négatifs sont causés par les particules de plastiques elles-mêmes plutôt que par des additifs adsorbés (Xu et coll. 2004). D'autres observations sur les effets pulmonaires sont présentées dans le tableau E-2 de l'annexe E. Dans une étude sur la toxicité pour le développement, une augmentation du nombre de sites de réabsorption fœtale a également été observée et des données probantes de la translocation de particules depuis les poumons (vers le placenta, l'organisme entier des petits, le foie et le cœur des fœtus, ainsi que la rate et le cœur des mères) ont été obtenues (Fournier et coll. 2018). Bien que les résultats des études d'exposition par instillation intratrachéale corroborent les effets observés dans les études d'exposition par inhalation, ces résultats ne doivent pas constituer la pierre d'assise des évaluations quantitatives dose-réponse, car la voie d'exposition ne représente pas exactement les profils de dépôt et le dosage qu'on obtiendrait par inhalation.

Un article de synthèse sur la toxicologie des fibrilles de *p*-aramide (un PA aromatique connu sous le nom de Kevlar) a également été trouvé (Donaldson 2009). Des études sur les poumons de rats ont permis de déterminer les effets d'exposition à des concentrations élevées, comme l'inflammation, l'accroissement de la prolifération des cellules, la fibrose et la formation de carcinomes épidermoïdes kystiques de type kératinisant (type de tumeur dont la pertinence chez l'humain est déclarée discutable en raison de l'absence d'homologue humain).

7.2.3 Effets des biofilms

Les microplastiques forment une surface unique et étendue sur laquelle les micro-organismes se fixent et qu'ils colonisent dans les milieux aqueux, formant des biofilms (Zettler et coll. 2013; De Tender et coll. 2015; McCormick et coll. 2016; Oberbeckmann et coll. 2018; Kettner 2018; Arias-Andres et coll. 2018, 2019). Or, très peu d'études ont porté sur les biofilms associés à des microplastiques.

Les biofilms sont formés de l'accumulation de micro-organismes généralement enfermés dans une matrice de polymères extracellulaires qu'ils ont eux-mêmes sécrétée et qui contient à la fois de la matière organique et de la matière inorganique (Liu et coll. 2016; Prest et coll. 2016; WRF 2017). La structure des polymères extracellulaires sert de protection contre les agents stressants (p. ex., prédateurs, désinfectants) et contribue à l'absorption et à l'utilisation des éléments nutritifs (Flemming et Wingender 2010; Prest et coll. 2016). Les biofilms sont omniprésents dans l'environnement (Hall-Stoodley et coll. 2004 Yadav 2017) et dans les systèmes de distribution de l'eau potable (Liu et coll. 2016; Prest et coll. 2016; WRF 2017), qui leur offrent un habitat permettant la survie et la prolifération de micro-organismes, dont des agents pathogènes potentiels (US EPA 2002; Batté et coll. 2003; Berry et coll. 2006; Liu et coll. 2016).

Le fort ratio surface/volume des microplastiques facilite l'absorption de la matière organique dont les micro-organismes se nourrissent et favorise ainsi la formation de biofilms. Le transport des microplastiques sur de longues distances et à travers de la colonne d'eau (Peng et coll. 2017) offre la possibilité à des « microbes autostoppeurs » de se fixer et de former un biofilm (Kirstein et coll. 2016; Zalasiewicz et coll. 2016; Keswani et coll. 2016). Ces communautés de biofilms associés au plastique sont parfois appelées « plastisphères » (Zettler et coll. 2013) et diffèrent généralement des micro-organismes présents dans les eaux environnantes ou sur des particules ou des agrégats naturels (Zettler et coll. 2013; Hoellein et coll. 2014; McCormick et coll. 2016; Oberbeckmann et coll. 2016; Kettner et coll. 2017; Arias-Andres et coll. 2018, 2019). Les études comportant un séquençage de gènes ont démontré que les communautés microbiennes fixées sur des microplastiques sont moins diversifiées que celles qui le sont sur d'autres substrats (Zettler et coll. 2013; Harrison et coll. 2014; McCormick et coll. 2014; 2016; Ogonowski et coll. 2018a), ce qui semble indiquer que les microplastiques peuvent être sélectionnés par certains colonisateurs microbiens. Autrement dit, les propriétés physicochimiques des microplastiques influent sur la composition et la structure de la communauté du biofilm associée (Bhardwaj et coll. 2013; Zettler et coll. 2013; Harrison et coll. 2014; McCormick et coll. 2014, 2016). On ne connaît pas clairement l'incidence de la composition et de la structure du biofilm, mais certains chercheurs ont formulé l'hypothèse qu'elles pourraient entraîner une réduction de la compétition et de la préation, ce qui mènerait à l'apparition d'agents pathogènes potentiels (Amalfitano et coll. 2014; Keswani et coll. 2016; Andrade 2017). D'autres facteurs, dont les conditions du milieu (p. ex., salinité, température), peuvent également influer sur la formation de biofilms sur des microplastiques (Harrison et coll. 2018; Oberbeckmann et coll. 2018; OMS 2019). De plus, les caractéristiques des micro-organismes, comme le caractère hydrophobe de leur paroi cellulaire et la charge à la surface de la cellule, peuvent influer sur leur capacité à se fixer aux microplastiques (Rummel et coll. 2017).

Les constituants de biofilms souvent trouvés sur les microplastiques comprennent différents micro-organismes non pathogènes, notamment des espèces des genres *Pseudomonas*, *Arcobacter*, *Erythrobacter*, *Streptococcus*, *Staphylococcus*, *Aspergillus*, *Penicillium* et *Phanerochaete* (Bhardwaj et coll. 2013; McCormick et coll. 2014). Des séquences de bactéries pathogènes, principalement celles de *Vibrio*, ont été détectées dans des biofilms associés à des microplastiques (Zettler et coll. 2013; De Tender et coll. 2015; Kirstein et coll. 2016). Cependant, sauf dans une étude (Kirstein et coll. 2016), il n'a pas été possible d'identifier les espèces et, par conséquent, on ignore si les organismes sont

préoccupants pour la santé humaine. Dans l'étude en question, on a trouvé des micro-organismes, du genre *Vibrio*, pouvant causer des effets importants sur la santé humaine : *V. parahaemolyticus*, *V. fluvialis* et *V. alginolyticus*.

La hausse de la densité et de la proximité des cellules, ainsi que de la quantité d'éléments nutritifs disponibles, et la protection offerte par la matrice de polymères extracellulaires font des biofilms, y compris ceux fixés aux microplastiques, un milieu idéal pour les interactions entre les micro-organismes. Parmi ces interactions se trouve la conjugaison, c'est-à-dire le transfert de matériel génétique par contact direct de cellule à cellule (Cook et coll. 2011; Stalder et Top 2016). La conjugaison est une méthode de transfert horizontal de gènes, le principal mécanisme de propagation de la résistance aux antibiotiques, par lequel un élément transposable, comme un plasmide, contenant les gènes de résistance aux antibiotiques, est transféré d'une cellule donneuse à une cellule receveuse (Von Wintersdorff et coll. 2016). Différentes études ont révélé que les gènes de résistance aux antibiotiques sont plus fréquemment transférés entre les membres d'un biofilm associé à des microplastiques qu'entre les bactéries libres ou les membres de biofilms associés à des agrégats naturels (Arias-Andres et coll. 2018; Eckert et coll. 2018a et b; Imran et coll. 2019; Laganà et coll. 2019). En outre, le transfert se produit dans une plus grande variété de micro-organismes (c.-à-d., dont le lien de parenté est plus éloigné) sur des microplastiques que dans un milieu naturel. Ces résultats semblent indiquer que les biofilms associés à des microplastiques constituent un milieu propice (c.-à-d., un point « névralgique ») pour le transfert horizontal de gènes, et peuvent sélectionner les micro-organismes résistants aux antibiotiques et les gènes de résistance aux antibiotiques qui peuvent ensuite être transportés dans divers habitats. Le transfert de gènes de résistance aux antibiotiques par les microplastiques a été observé entre des eaux usées et le milieu aquatique (Eckert et coll. 2018a et b). Les transferts sur des microplastiques peuvent être davantage amplifiés par l'exposition à des métaux, puisque les gènes de résistance aux métaux sont présents sur le même plasmide que les gènes de résistance aux antibiotiques (Baker-Austin et coll. 2006; Wright et coll. 2006; Seiler et Berendonk 2012; Zhang et coll. 2018; Imran et coll. 2019).

La recherche dans ce domaine est très limitée, mais des études laissent à penser que les biofilms associés à des plastiques dans l'eau pourraient abriter des agents potentiellement pathogènes pour l'humain et des gènes de résistance aux antibiotiques. Étant donné que les microplastiques peuvent se déplacer sur de longues distances (voir la section 4, OMS 2019), il est possible que ces organismes ou ces gènes de résistance aux antibiotiques soient dispersés dans l'ensemble des eaux et parviennent aux sources d'eau potable. Malgré cela, rien n'indique dans quelle mesure ces organismes sont généralement présents et pendant combien de temps ils persistent ou demeurent infectieux quand ils sont dans une plastosphère. De plus, le traitement classique de l'eau potable devrait éliminer dans une mesure importante les microplastiques et inactiver les organismes associés à un biofilm (voir la section 4.1.3, OMS 2019). Par conséquent, il n'y a actuellement aucune donnée probante semblant indiquer que les biofilms associés à des microplastiques dans l'eau potable posent un risque pour la santé humaine.

Les micro-organismes peuvent également adhérer à la surface de microplastiques en suspension dans l'air, mais il y a peu de données sur le sujet. Si des micro-organismes ont été mesurés dans des

particules en suspension dans l'air (Noble et coll. 1963; Brodie et coll. 2007), il n'existe aucune donnée spécifique des particules de plastique. L'adhérence et la prolifération des micro-organismes sur des microplastiques en suspension dans l'air peuvent être limitées parce qu'elles pourraient être liées au contact des micro-organismes avec des microplastiques dans l'environnement. Cependant, si un contact a lieu, les particules de plastique pourraient protéger les micro-organismes qui y adhèrent (Prata 2018). Même si aucune donnée n'a pu être trouvée sur la caractérisation des communautés microbiennes pouvant coloniser des microplastiques en suspension dans l'air, des infections pulmonaires sont possibles, en théorie, si des espèces pathogènes se fixaient sur des microplastiques et étaient inhalées (Prata 2018).

8. Transport de substances chimiques

Outre les dangers physiques que présentent les particules de plastique en tant que telles, il est possible que l'exposition à des monomères résiduels, à des additifs chimiques et à des contaminants de l'environnement sorbés (p. ex., polluants organiques persistants [POP] et métaux) qui pourraient être lessivés des microplastiques entraîne des effets nocifs (Munier et Bendell 2018, SAPEA 2019). Toutefois, bien que l'exposition de l'environnement ou des humains à ces composés soit possible, ces composés chimiques relèvent de divers programmes d'ECCC et de Santé Canada et ils continueront d'être gérés conformément à ces programmes.

Tous les effets observés du transport des substances chimiques dépendent fortement du contexte. Par exemple, le type de plastique et les propriétés physicochimiques de la substance chimique sorbée sont réputés avoir un effet sur la capacité de sorption. En général, le PE présente une grande capacité à sorber des contaminants, tandis que le PET et le PVC ont une capacité de sorption plus faible (Alimi et coll. 2018). Les particules de plastique dont le ratio surface/volume est grand (c.-à-d., particules petites et allongées ou de forme irrégulière) ont généralement des capacités de sorption supérieures (Rochman 2015). Par exemple, la capacité d'absorption du cuivre sur le PVC s'est révélée être beaucoup plus grande que celle sur le PS, ce qui pourrait être dû à la plus grande superficie et la plus forte polarité du PVC (Brennecke et coll. 2016; Munier et Bendell 2018). La sorption peut également être affectée par des facteurs comme l'âge, la forme, le poids moléculaire et la porosité de la particule, la température, la salinité et le pH du milieu (une augmentation de la salinité du milieu et de l'âge de la particule entraîne généralement l'augmentation de la sorption, et un milieu alcalin favorise la sorption des cations), ainsi que la concentration des métaux et d'autres contaminants dans les eaux environnantes (Rochman 2015; Alimi et coll. 2018; Munier et Bendell 2018; Guo et Wang 2019a). Di et Wang (2018) ont analysé des échantillons d'eaux de surface et de sédiments du réservoir des Trois-Gorges, en Chine, et ont découvert que plusieurs contaminants, notamment des solvants organiques et des intermédiaires pharmaceutiques, étaient adsorbés à la surface de microplastiques prélevés.

Les propriétés du milieu récepteur peuvent également affecter le transfert des contaminants. Mohamed Nor et Koelmans (2019) ont constaté que le transfert de biphenyles polychlorés (BPC), depuis des microplastiques jusque dans du simili-liquide intestinal, est biphasique et entièrement réversible. Plus précisément, l'effet des microplastiques dans l'intestin est lié au contenu intestinal. Les plastiques ingérés agissent comme une source de composés organiques hydrophobes dans des intestins propres,

tandis que dans des intestins contaminés, les microplastiques propres ont rapidement extrait les BPC des aliments ou d'autres matières organiques (Mohamed Nor et Koelmans 2019). Les auteurs ont conclu que la contamination chimique et l'épuration peuvent se produire simultanément lorsque des microplastiques sont ingérés.

Bien que bon nombre des composés associés aux plastiques aient des demi-vies biologiques courtes et ne soient pas persistants, les particules de plastique dans l'organisme peuvent présenter une source d'exposition à long terme aux substances chimiques (Engler 2012). Même si de récents articles de synthèse indiquent que les préoccupations pour la santé sont faibles dans le cas de l'exposition humaine à des substances chimiques par ingestion de microplastiques provenant d'aliments ou de l'eau potable (EFSA 2016; FAO 2017; OMS 2019), il faudrait réaliser d'autres recherches avant de pouvoir évaluer les risques posés par les microplastiques sur la santé humaine. Nous n'avons pas retrouvé de donnée sur le transfert de ces composés dans les voies respiratoires ou le tube digestif chez l'humain.

Substances chimiques sorbées

Provencher et coll. (2018c) n'ont trouvé aucune corrélation significative entre les concentrations de divers congénères du BPC chez le Fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) et la quantité de plastique ingéré en utilisant un facteur d'équivalence de toxicité. Ils ont constaté que les plastiques ne contribuaient pas aux concentrations de BPC chez les oiseaux et que le profil de congénères de BPC dans les plastiques ingérés était différent de celui des congénères de BPC présents dans le foie (Provencher et coll. 2018c). Cette différence pourrait résulter de la capacité du Fulmar boréal à métaboliser ou à biotransformer des contaminants tels que le BPC (Letcher et coll. 2010; Provencher et coll. 2018c). Grigorakis et Drouillard (2018) ont observé chez le cyprin doré (*Carassius auratus*) des efficacités d'assimilation alimentaire plus faibles (13,4 %) pour les BPC sorbés aux microplastiques par comparaison avec les efficacités (51,6 %) pour les BPC présents dans la nourriture. Les auteurs concluent que la biodisponibilité plus faible des BPC associés aux microplastiques indiquait qu'il est peu probable que la présence de microplastiques accroisse la bioaccumulation de BPC chez les poissons. Dans leur étude, Devriese et coll. (2017) n'ont trouvé dans les langoustines (*Nephrops norvegicus*) exposées à des microplastiques de PE ou de PS chargés de BPC aucune bioaccumulation importante de substances chimiques, l'absorption des BPC étant limitée. De plus, Gerdes et coll. (2019) ont dégagé une corrélation positive entre le taux d'élimination des BPC chez *Daphnia magna* et la présence de microplastiques. Plus particulièrement, l'association de microplastiques et de BPC haussait d'un facteur quatre le taux d'élimination de congénères de BPC à poids moléculaire élevé chez *D. magna*.

Diepens et Koelmans (2018) ont présenté un modèle théorique simulant le transfert de microplastiques et de composés organiques hydrophobes dans les réseaux trophiques aquatiques en Arctique. Les scénarios de simulation ont révélé que les BPC se bioamplifient dans une moindre mesure avec l'ingestion de concentrations plus élevées de microplastiques, ce qui corrobore les preuves présentées antérieurement. À l'inverse, le même modèle a également indiqué que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) se bioamplifient davantage avec l'ingestion de concentrations élevées de microplastiques. Dans des conditions différentes, Magara et coll. (2018) ont découvert que l'absorption et l'accumulation de fluoranthène (un hydrocarbure aromatique polycyclique) dans les moules bleues

(*Mytilus edulis*) n'étaient pas modifiées par l'incubation en présence de microplastiques, et que l'incubation avec des microplastiques avait réduit la biodisponibilité du fluoranthène. Dans une modélisation, le transfert de polluants organiques persistants (POP) depuis le PVC et le PE jusqu'aux invertébrés benthiques, aux poissons et aux oiseaux marins, Bakir et coll. (2016) ont constaté que les aliments et l'eau étaient les principales voies d'exposition de tous les organismes, et que l'apport des microplastiques était négligeable.

Tanaka et coll. (2013) ont étudié la présence de polybromodiphényléthers (PBDE) dans les tissus du Puffin à bec grêle (*Puffinus tenuirostris*) et de ses proies naturelles (la lanterne et le calmar), ainsi que dans les plastiques présents dans les estomacs des oiseaux marins. Chez trois des douze Puffins à bec grêle qu'ils ont examinés, les auteurs ont détecté des congénères de PBDE très bromés, des composés qui n'étaient pas présents dans les proies échantillonnées dans la zone où vivent les oiseaux marins. Cependant, les auteurs ont effectivement détecté ces PBDE sur les plastiques trouvés dans l'estomac des trois oiseaux, ce qui semble indiquer que les substances chimiques dérivées des plastiques ont été transférées des plastiques ingérés aux tissus des oiseaux marins.

Des POP hydrophobes pouvant être préoccupants pour la santé humaine (comme les BPC, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les pesticides organochlorés) se sorbent facilement sur les plastiques. C'est pourquoi on utilise des composés de plastique tels que le PE et le PU comme échantilleurs passifs pour la surveillance environnementale (OMS 2019).

Aucune étude sur les polluants sorbés et associés aux microplastiques dans l'eau potable n'a été trouvée, mais la hausse des POP dans les microplastiques a été mesurée dans des milieux marins et sur les rivages à proximité de milieux urbains (Wang et coll. 2017; Pellet Watch 2019).

Nous n'avons que peu de données sur la sorption de substances chimiques sur des microplastiques dans l'air extérieur, l'air intérieur et la poussière d'intérieur. En théorie, l'adsorption de polluants organiques sur des particules de plastique en suspension dans l'air est possible, mais serait liée à la durée de la suspension des microplastiques dans l'air (Prata 2018). Une étude a permis de déterminer qu'il n'y avait eu aucune adsorption significative de BPC, de dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) ou de nonylphénol sur des granules de PP vierges rejetées dans l'atmosphère pendant six jours (Mato et coll. 2001). Par conséquent, la contribution des microplastiques à l'inhalation de substances chimiques sorbées n'est pas connue, mais elle est peut-être limitée, bien que l'on pense qu'elle doit être liée à l'environnement (p. ex., en milieu urbain plutôt qu'en milieu rural, à proximité de sources ponctuelles). Dans l'ensemble, la recherche actuelle montre que même si des microplastiques pouvaient transporter des POP, les données probantes semblent indiquer que les répercussions de l'exposition par cette voie d'exposition seront minimes (Burns et Boxall 2018).

Monomères

Les plastiques sont produits par polymérisation de monomères dont la toxicité varie. Parmi les composés les plus dangereux se trouvent l'acrylonitrile, l'acrylamide, le 1,3-butadiène, l'oxyde d'éthylène et le chlorure de vinyle (Lithner et coll. 2011). Selon le procédé de polymérisation utilisé, la matière plastique peut contenir diverses concentrations de monomères résiduels (allant de quantités

négligeables jusqu'à 4 %), en raison d'une polymérisation incomplète (Araújo et coll. 2002; Lithner et coll. 2011). Les plastiques peuvent également se décomposer (par processus biologiques ou météorisation) en monomères et en oligomères, mais il existe peu de données sur l'apport de ces processus à l'exposition humaine aux monomères (OMS 2019).

Additifs

Comme nous en discutions à la partie 2, les additifs des plastiques comprennent des stabilisants de polymères, des produits ignifuges, des lubrifiants, des plastifiants ainsi que des colorants. Parmi les composés ayant possiblement des effets sur la santé humaine et qui sont des additifs des plastiques, on trouve les phtalates, les PBDE, le plomb et le cadmium (OMS 2019). Les additifs des plastiques sont pour la plupart non copolymérisés, d'où une plus grande probabilité d'être lessivés dans l'environnement (Wright et Kelly 2017, Hahladakis et coll. 2018). Le poids moléculaire des additifs et l'âge des plastiques sont des facteurs pouvant influer sur le taux de migration des additifs depuis les plastiques jusqu'au milieu environnant (Hansen et coll. 2013; Suhrhoff et Scholz-Böttcher 2016; Jahnke et coll. 2017). On trouve peu de données sur la contribution des microplastiques aux concentrations des additifs des plastiques dans l'environnement, mais il existe des données probantes sur de possibles voies de migration pour ces composés depuis des sources pertinentes pour l'humain, comme les aliments (Helmroth et coll. 2002; Muncke 2011), l'eau (OMS 2019) et la poussière d'intérieur (Rauert et coll. 2014).

9. Lacunes dans les connaissances et thèmes de recherches futures

Au cours de la rédaction du présent rapport, nous avons découvert plusieurs lacunes dans les connaissances que nous présentons plus bas afin d'encourager la recherche future. Combler ces lacunes nous permettra de mieux comprendre les risques pour l'environnement et la santé humaine associés à la pollution par les plastiques et d'éclairer les prises de décisions scientifiques en matière de politiques et de réglementation liées à la pollution par les plastiques.

9.1 Présence

Si, compte tenu de leur taille, les démarches utilisées pour observer les macroplastiques sont relativement évidentes, il n'en va pas de même pour les microplastiques, car les méthodes utilisées pour les échantillonner et les quantifier dans l'environnement et d'autres milieux (p. ex., eau potable et aliments) sont généralement peu homogènes et fiables. Bon nombre d'études ne comptent que sur l'identification visuelle pour déterminer si une particule est composée de plastique. Ce type d'identification peut créer un taux élevé de faux positifs (surtout si leur taille est inférieure à 1 mm) et ne permet pas de bien caractériser les plastiques. Par exemple, lorsque Wesch et coll. (2016) ont analysé à l'aide de la RTA μ -IRTF, des fibres dans le tube digestif de la lotte (*Zoarces viviparus*), qu'antérieurement ils avaient identifiées visuellement comme étant des microplastiques, ils ont constaté qu'aucune de ces fibres n'était d'origine synthétique. Étant donné ces résultats, les auteurs se sont demandé si l'identification visuelle seule était suffisante pour déterminer si les microfibres étaient faites de plastique et ils ont recommandé d'utiliser des méthodes normalisées pour détecter et faire la surveillance des microplastiques. Des méthodes non spécifiques de coloration par fluorescence ont été

suggérées comme méthodes possibles de dépistage rapide pour détecter et quantifier les microplastiques dans différents milieux (Erni-Cassola et coll. 2017; Maes et coll. 2017; Prata et coll. 2019). Cependant, ces méthodes de coloration ont l'important défaut de créer de faux positifs, car elles colorent des organismes biologiques tels que des algues marines et de la matière organique.

À l'heure actuelle, les techniques spectrométrique telles que l'IRTF, la spectrométrie Raman et la pyrolyse CGSM sont les méthodes privilégiées pour la caractérisation des plastiques et elles sont souvent utilisées après la séparation des particules de plastique soupçonnées du milieu d'échantillonnage et une identification visuelle au microscope. Bien qu'elles améliorent l'exactitude de l'identification des microplastiques, les analyses spectrométriques ont leurs limites qui peuvent sous-estimer la quantité de microplastiques dans les échantillons. Avec la spectrométrie Raman, l'intensité de la fluorescence produite peut noyer celle du spectre Raman, ce qui peut nuire à l'identification des plastiques (Rezania et coll. 2018). De plus, le signal peut être fortement influencé par les colorants, ainsi que par des substances microbiologiques, organiques et inorganiques (Nguyen et coll. 2019). Avec la spectrométrie à infrarouge (IR), les particules noires ou foncées ne seront pas détectées à cause de leur fort taux d'absorption (Rezania et coll. 2018) et les particules d'un diamètre inférieur à 20 µm peuvent ne pas donner suffisamment de spectres d'absorbance interprétables (Li et coll. 2018b). Les résultats de la pyrolyse CGSM sont peu reproductibles, car ils sont fortement liés à la préparation des échantillons et du type de pyrolyse. La CGSM à désorption thermique est la meilleure méthode pour les échantillons dont la masse est élevée (jusqu'à 100 mg), mais elle n'a pas la sensibilité de la pyrolyse CGSM (Nguyen et coll. 2019). La numération des microplastiques peut aussi entraîner des surestimations. Pour ce qui est de la MEB avec spectroscopie de rayons X à dispersion d'énergie (EDS), Anderson et coll. (2017) ont constaté qu'en moyenne 23 % des particules qui étaient identifiées visuellement comme étant du plastique n'étaient pas du plastique. Burns et Boxall (2018) soulignent que le taux d'erreur de l'identification visuelle des particules comme étant du plastique varie de 33 % à 70 %. Même si les méthodes d'analyse peuvent contribuer à confirmer la nature synthétique des microplastiques prélevés dans l'environnement, le manque d'uniformité des méthodes d'échantillonnage (p. ex., taille des sous-échantillons et stratégies d'échantillonnage) peut limiter la comparabilité de telles analyses.

Les études portant sur la présence des plastiques dans l'environnement et d'autres milieux présentent souvent leurs résultats dans des unités différentes (p. ex., quantité de plastiques par unité de surface plutôt que quantité par unité de volume), ce qui limite la capacité de comparer les études et de généraliser les résultats. Il est nécessaire d'avoir des mesures normalisées dans les publications pour assurer une uniformité dans la présentation des résultats et une comparabilité des études (Burns et Boxall 2018). Une autre lacune importante du processus d'analyse est l'absence de comparaison entre les laboratoires, laquelle serait utile pour la validation des méthodes. De plus, en raison de la variabilité et des difficultés dans la quantification des microplastiques, de grands écarts-types ont été rapportés pour la présence des microplastiques dans l'environnement et, dans certains cas, la valeur de l'écart-type est supérieure aux quantités présentées.

Dans l'eau, la taille des microplastiques prélevés dépend du dispositif ayant servi à leur prélèvement. Par exemple, si les mailles d'un chalut ont un diamètre de 300 à 350 µm, les microplastiques de diamètre inférieur à 300 µm sont souvent non détectés. C'est un problème pour les microfibres, en

particulier, étant donné leur petite section (Covernton et coll. 2019). Il faut donc mettre au point de nouvelles méthodes de prélèvement pour aider à la caractérisation des fractions plus petites de plastique dans l'environnement. De plus, la profondeur des prélèvements varie d'une étude à l'autre et n'est pas normalisée (c.-à-d., les chaluts créent un biais favorable aux plastiques moins denses présents près de la surface de l'eau et les prélèvements à plus grande profondeur introduisent un biais favorable pour les plastiques plus denses).

Un nombre limité d'études ont été publiées sur la surveillance environnementale et les effets des microplastiques dans les milieux d'eau douce et les milieux terrestres (Burns et Boxall 2018; Provencher et coll. 2018b). Il est nécessaire d'étendre les travaux pour que les études de surveillance englobent d'autres écosystèmes, plus particulièrement l'écosystème terrestre.

Dans les matrices terrestres, les études sur la présence des microplastiques sont rares, possiblement en raison de la difficulté à traduire à un contexte terrestre les concepts de recherche d'un contexte marin (Rillig 2012, da Costa et coll. 2019). Par exemple, il n'existe aucun parallèle pour l'accumulation de microplastiques le long des rivages dans un cadre terrestre. En outre, il est souvent plus difficile d'isoler et de caractériser les microplastiques provenant d'une matrice de sol, car le sol peut contenir différentes concentrations de matière organique, ce qui peut déformer les signaux et causer des problèmes lors de l'utilisation de l'IRTF et de la spectrométrie Raman pour la caractérisation des plastiques (Bläsing et Amelung 2018). De plus, on déplore l'absence de protocoles normalisés pour l'échantillonnage de sol et l'analyse dans différents types de sols (da Costa et coll. 2019). On a suggéré qu'une démarche normalisée pas-à-pas soit employée pour les échantillons terrestres, entraînant le retrait de fragments adhérents, la phase minérale et la matière organique, puis l'identification et la caractérisation des microplastiques (da Costa et coll. 2019).

Il manque également de données quantitatives appropriées sur la présence des microplastiques dans l'eau potable et l'eau rejetée après le traitement des eaux usées et il y a peu de données sur le devenir des microplastiques pendant le processus de traitement, notamment sur la dégradation des particules, la composition des particules, l'efficacité d'élimination et le rejet ultérieur de ces microplastiques dans d'autres milieux naturels.

Les données sur la présence des microplastiques dans les aliments sont également rares, et les données propres au Canada peu nombreuses, voire inexistantes. Les données existantes portent surtout sur les poissons, les crustacés et les mollusques marins sauvages, et elles sont limitées aux espèces d'eau douce ou d'élevage ou à d'autres aliments. En outre, il faut des données sur la présence des microplastiques dans les tissus et les organes des animaux qui sont consommés par l'humain. Les données sont lacunaires sur les effets potentiels de la cuisson ou de la transformation des aliments (p. ex., aliments frais et aliments surgelés) sur les concentrations de microplastiques, l'influence de la matrice alimentaire sur la biodisponibilité des microplastiques (p. ex., les aliments riches en eau et les aliments solides ou secs) et les sources ponctuelles possibles d'exposition aux microplastiques dans les aliments. D'autres études sont nécessaires pour déterminer si la fabrication, la transformation ou la manipulation des aliments ainsi que le matériel d'emballage des aliments peuvent contribuer à la concentration des microplastiques dans les aliments.

Il n'existe à l'heure actuelle aucune méthode validée ou reconnue pour le prélèvement ou l'analyse des échantillons de microplastiques dans l'air, et il y a peu d'information sur la distribution des microplastiques entre l'air et la poussière. Afin d'évaluer avec exactitude l'exposition aux microplastiques dans l'air, il faudrait mettre au point et valider des méthodes exactes, précises et reproductibles d'échantillonnage, d'extraction, de caractérisation et de quantification des microplastiques en suspension dans l'air et des microplastiques dans la poussière déposée et en suspension dans l'air, notamment des protocoles robustes d'assurance et de contrôle de la qualité. Puisque les Canadiens passent environ 90 % de leur temps à l'intérieur, des données sur l'exposition aux microplastiques à l'intérieur et à l'extérieur sont nécessaires pour déterminer l'exposition personnelle, connaître leurs sources, leurs voies, leur devenir et leur répartition, et identifier et cibler en priorité certaines catégories ou certains mélanges de microplastiques pour la recherche future. Il faudra également explorer la relation entre les microplastiques en suspension dans l'air et les autres particules. Par exemple, il serait utile de connaître la proportion de particules composées de polymères de plastique et de savoir si les particules de plastique en suspension dans l'air se comportent de façon semblable à d'autres particules en suspension dans l'air pour déterminer si des déductions peuvent être tirées à partir des vastes connaissances que nous avons sur les particules.

Plusieurs chercheurs ont mentionné la nécessité de protocoles normalisés et d'une assurance de la qualité plus rigoureuse dans les publications scientifiques pour obtenir des données de plus grande qualité sur la présence de ces particules et sur l'exposition à ces particules dans tous les milieux (Burns et Boxall 2018, Hermsen et coll. 2018; Gouin et coll. 2019; Koelmans et coll. 2019). En ce qui concerne les méthodes d'échantillonnage, celles-ci concerneraient notamment le milieu de prélèvement, le matériel et les procédures de manipulation, ainsi que les pratiques d'analyse de laboratoire. En raison de l'omniprésence des plastiques, il faut travailler avec plus de précautions tout au long de la procédure, du prélèvement des échantillons aux analyses de laboratoire, pour éviter de contaminer les échantillons.

L'importance de la mise au point des protocoles est illustrée par les travaux de Provencher et coll. (2017, 2019), qui ont produit les seuls protocoles normalisés pour la surveillance et l'étude des effets des plastiques ingérés chez les oiseaux marins. Ces protocoles incluent des techniques d'analyse normalisées sur le terrain et en laboratoire, ainsi que des lignes directrices pour la présentation des données (Provencher et coll. 2017, 2019). Ces techniques normalisées ont permis à la communauté internationale d'ornithologie marine de faire un suivi spatial et temporel des tendances de l'abondance des plastiques dans le milieu marin.

Il a été recommandé d'élaborer des critères de qualité normalisés pouvant servir à évaluer le caractère approprié des études sur la présence et les effets des microplastiques. Hermsen et coll. (2018) ont proposé plusieurs aspects à examiner pour évaluer la qualité d'une étude sur les microplastiques ingérés : les méthodes et les stratégies d'échantillonnage, la taille de l'échantillon, le traitement et l'entreposage des échantillons, la préparation en laboratoire, les manipulations dans une atmosphère propre, la présence de témoins négatifs et positifs, une composante cible, le traitement des échantillons et l'identification des polymères. Lorsqu'ils ont examiné les études sur les microplastiques ingérés par le biote, ils ont trouvé que les aspects faisant particulièrement défaut en matière de qualité et d'information étaient, notamment, les témoins négatifs, l'identification des polymères, la préparation

en laboratoire et le traitement des échantillons. Koelmans et coll. (2019) ont évalué 50 études sur les microplastiques dans de l'eau douce de surface et de l'eau potable à l'aide de la méthode mise au point par Hermsen et coll. (2018). Seulement quatre études ont reçu une cote positive pour tous les critères de qualité proposés; 92 % des études examinées n'étaient pas considérées comme complètes ou fiables en raison d'un critère ou plus. Il convient de noter que Hermsen et coll. (2018) et Koelmans et coll. (2019) reconnaissent que leurs critères ne permettent pas de poser un jugement absolu sur la valeur des études, puisque leur système d'évaluation ne permet pas de saisir tous les aspects des études. Dans l'avenir, l'utilisation de critères de qualité normalisés fera en sorte que seules les données de qualité acceptable seront utilisées pour éclairer les chercheurs scientifiques et les décideurs, et que les données sont reproductibles et directement comparables.

De plus, il n'existe pas beaucoup de données sur les sources communes ou importantes de microplastiques dans l'environnement et d'autres milieux, de telle sorte qu'il est difficile de déterminer la contribution de la source en matière de microplastiques. Il faut assembler des bibliothèques pouvant être utilisées pour lier des échantillons à leur source selon leur composition chimique (polymères et additifs chimiques) et d'autres propriétés physiques. De plus, la création d'une taxonomie des microplastiques d'après leur morphologie peut également aider à en identifier la source (Helm 2017).

Finalement, de nouvelles données sur la présence et les effets des nanoplastiques continuent d'être publiées et sont encore mal comprises. On comprend mal si les nanoplastiques peuvent se former dans l'environnement et de quelle manière (p. ex., s'ils sont créés par des processus tels que la météorisation des macroplastiques ou des microplastiques). On manque de méthodes d'analyse appropriées pour les matières à l'échelle nanométrique dans tous les milieux, ce qui complique l'évaluation exacte de la présence et du comportement des nanoplastiques dans l'environnement (SAPEA 2019). Comme les nanoplastiques sont intrinsèquement plus difficiles à analyser et à mesurer, l'importance de la fragmentation des plastiques en nanoparticules n'est pas clairement définie aujourd'hui (Koelmans et coll. 2015).

9.2 Effets sur l'environnement

Les gammes de tailles et de concentrations de microplastiques utilisées dans les études écotoxicologiques ne sont pas représentatives des concentrations ou des tailles des microplastiques prélevés dans l'environnement par les techniques actuelles. Les études sur les effets des microplastiques sont souvent réalisées avec des concentrations qui sont beaucoup plus élevées que celles actuellement trouvées dans l'environnement, ou avec de très petits microplastiques pour lesquels il n'existe que peu de données sur l'abondance (SAPEA 2019). Les chercheurs qui étudient les effets des plastiques devraient utiliser des plastiques de taille, de forme et de composition semblables à ceux trouvés dans l'environnement. De plus, on devrait étudier davantage la relation entre les microplastiques et les particules naturelles présentes dans l'environnement qui ont des effets similaires sur le biote. À l'heure actuelle, les plans expérimentaux ne permettent pas de distinguer les effets propres aux plastiques de ceux causés par d'autres particules comme l'argile ou la cellulose (Ogonowski et coll. 2018b). Qui plus est, les études sur les effets sont en grande partie menées sur des microsphères de PS, qui ne sont pas représentatives des plastiques présents dans l'environnement. Les microplastiques les plus

fréquemment détectés (c.-à-d., le PP, le polyester et les PA, entre autres) sont sous-représentés dans les études sur les effets (SAPEA 2019).

Il faudrait donc créer des méthodes normalisées pour étudier le potentiel d'effets négatifs associés à l'exposition aux plastiques. Par exemple, on devrait évaluer la relation entre les propriétés des plastiques (p. ex., la taille des particules, le type de polymère, la forme et le nombre de particules) et leur toxicité. Entre les études, il existe un manque d'uniformité de la présentation des concentrations expérimentales : certaines études présentent leurs résultats en masse par volume, et d'autres en nombre de particules par volume.

Souvent, les microplastiques utilisés dans les essais de toxicité sont achetés. Ces microplastiques ne seraient pas des modèles idéaux pour les microplastiques que l'on trouve dans l'environnement, car ils peuvent contenir des additifs tels que des surfactants. Par exemple, Pikuda et coll. (2019) ont découvert que la toxicité aiguë pour *D. magna* était causé par l'azoture de sodium, un surfactant, et non aux particules de PS en tant que telles. Une fois l'azoture de sodium éliminé des plastiques, les particules de PS n'ont plus causé de mortalité. Par conséquent, les particules de plastique utilisées dans des études toxicologiques doivent être lavées pour que soient éliminés tous les additifs qui pourraient avoir des effets pouvant être confondus avec les effets occasionnés par les particules de plastique. Il ne s'agit pas d'une pratique courante, et on n'en a pas tenu compte lors de la sélection des études pour la production du présent rapport.

Burns et Boxall (2018) ont suggéré que la recherche dans ce domaine devrait s'orienter sur l'étude de la dégradation dans l'environnement. Les études écotoxicologiques de suivi devraient être alors menées à l'aide des matériaux résiduels trouvés dans les études de dégradation. On devrait produire des étalons homologués qui sont pertinents sur le plan de l'environnement et qui répondent aux besoins de l'évaluation des risques. Ces étalons aideraient à caractériser les effets des plastiques qui sont pertinents sur le plan de l'environnement. Des expériences portant sur les effets chroniques (y compris les effets de la rétention à long terme dans les organismes vivants) et faisant appel à des critères d'effet uniformes doivent également être réalisées. Provencher et coll. (2018b) ont souligné la nécessité de mener des études sur le transfert des plastiques de la proie à son prédateur, ainsi que sur la bioamplification, la bioaccumulation et la bioconcentration de ces plastiques transférés. D'autres recherches sont nécessaires sur les mécanismes d'absorption, de distribution, de métabolisation et d'excrétion des microplastiques, ainsi que sur la faisabilité d'une méthode de lecture croisée à partir des études sur la translocation des particules. Il faudrait aussi mieux comprendre les effets sublétaux, interactifs et cumulatifs des plastiques en présence d'autres facteurs. Par exemple, bien qu'une étude récente ait révélé que des effets sublétaux sur la chimie du sang pourraient être liés aux plastiques ingérés par le Puffin à pieds pâles dans l'hémisphère Sud, les auteurs ne peuvent pas à l'heure actuelle établir de liens définitifs (Lavers et coll. 2019). En outre, bien que des études telles que celles de Lavers et Bond (2016) sur l'ingestion de plastiques comme voie pour le transport de métaux-traces aient indiqué que des concentrations de certains métaux étaient liées positivement à la masse des plastiques, il n'est pas encore possible de généraliser le transfert d'éléments-traces à partir de plastiques ingérés, car les mécanismes de ce processus ne sont pas connus. De plus, certaines études sur les microplastiques ingérés n'ont porté que sur une partie du tube digestif d'un organisme, ce qui peut

entraîner une sous-estimation des taux de microplastiques ingérés, puisque d'autres parties du tube digestif pourraient aussi contenir des microplastiques. Afin d'estimer exactement la quantité totale de microplastiques ingérés, il est recommandé d'examiner l'ensemble du tube digestif, de l'œsophage à l'anus, de poissons et l'organisme entier d'espèces plus petites, comme les bivalves (Hermsen et coll. 2018).

Il y a un manque d'études sur les microplastiques dans le sol; de plus amples travaux de recherche sont nécessaires afin de mieux comprendre les effets interactifs que la pollution par les plastiques aura sur la faune du sol et l'absorption possible par les cultures vivrières. Finalement, même si on a trouvé des microfibres et certaines de leurs sources, il faudrait d'autres travaux pour mieux connaître leur répartition et leur devenir dans l'environnement, en plus des effets de ce type de polluant plastique.

Récemment, on a commencé à explorer les liens entre la pollution par les plastiques et les changements climatiques. Par exemple, Royer et coll. (2018) ont révélé que les plastiques couramment utilisés produisent des gaz à effet de serre lorsqu'ils sont exposés au rayonnement solaire ambiant et que les plastiques vierges émettent davantage d'hydrocarbures gazeux que les granules de plastique vieillies sous l'effet de l'environnement. Ces résultats semblent indiquer que la pollution par les plastiques pourrait contribuer aux changements climatiques. De plus, des données probantes qui laissent à penser que des changements climatiques pourraient contribuer à accroître l'exposition de la faune à la pollution par les plastiques. Par exemple, Drever et coll. (2018) ont rapporté que, dans des conditions où les températures océaniques sont inhabituellement élevées, des Phalaropes à bec large (*Phalaropus fulicarius*) se nourrissaient plus près du rivage. Les auteurs ont indiqué que le déplacement de la répartition des oiseaux plus près du rivage a entraîné une augmentation de l'exposition à la pollution par les plastiques.

En plus des essais de toxicité sur les microplastiques comportant des incertitudes intrinsèques qui sont décrits ci-dessus, des études de toxicité sur les nanoplastiques sont nécessaires. Cependant, ces particules peuvent être confondues avec la matrice de suspension utilisée (Pikuda et coll. 2019). Les résultats des études de toxicité portant sur des nanoplastiques préparés commercialement, lesquelles contiennent probablement des agents de conservation, des antimicrobiens ou des surfactants, doivent toutefois être examinés avec prudence (Pikuda et coll. 2019).

9.3 Effets sur la santé humaine

Afin de mieux comprendre les effets potentiels des microplastiques découlant de l'exposition par voie orale et de l'exposition par inhalation sur la santé humaine, il est nécessaire de mieux comprendre l'étendue et la nature de l'exposition humaine et des dangers toxicologiques.

Pour connaître les répercussions potentielles de l'ingestion (p. ex., eau potable ou aliments) et de l'inhalation (p. ex., air intérieur et ambiant) de microplastiques sur la santé humaine, plus de recherche est nécessaire sur l'absorption et le devenir des microplastiques dans le tube digestif et les voies respiratoires, ainsi que sur la biodisponibilité des substances chimiques associées aux microplastiques. En outre, au sujet de l'inhalation, il est nécessaire de mieux caractériser l'exposition aux microplastiques dont le diamètre aérodynamique est de l'ordre des microns (< 1 mm), en portant une attention aux

particules inhalables ($< 10 \mu\text{m}$) et surtout aux particules respirables ($< 2,5 \mu\text{m}$) qui peuvent pénétrer profondément dans les poumons. Il faudrait également connaître les caractéristiques physiques des microplastiques (p. ex., longueur, diamètre, type de polymère et chimie à la surface) pouvant déterminer leur biodisponibilité, la distribution dans les tissus et la pertinence possible pour la santé humaine.

Des travaux de recherche toxicologiques basés sur des modèles cellulaires appropriés et des animaux de laboratoire sont nécessaires pour éclairer l'évaluation des risques pour la santé humaine, y compris pour déterminer les tissus cibles, la dose seuil et le mode d'action. Des études épidémiologiques menées sur le grand public aideraient également à mieux comprendre les effets des microplastiques sur la santé humaine. D'autres recherches sont nécessaires pour savoir si les caractéristiques (p. ex., la taille, la forme et la composition) des microplastiques influent sur leurs effets nocifs potentiels. De plus, avec l'émergence de nouvelles informations sur les caractéristiques des microplastiques qui présentent un intérêt pour la santé, on devra obtenir des mesures normalisées pour la production des résultats afin que ces propriétés soient suffisamment caractérisées dans les rapports scientifiques.

Il faut aussi connaître dans quelle mesure les microplastiques peuvent agir comme vecteurs pour le transport d'autres substances chimiques (p. ex., additifs chimiques, contaminants environnementaux adsorbés) et déterminer si ces dernières ont une incidence sur la santé humaine. Même si de récents articles de synthèse indiquent que les préoccupations pour la santé sont faibles du point de vue de l'exposition humaine aux substances chimiques des microplastiques provenant de l'eau potable ou des aliments ingérés (EFSA 2016, FAO 2017, OMS 2019), il faudrait réaliser d'autres recherches avant de pouvoir faire une évaluation des risques pour la santé humaine associés aux microplastiques. D'autres recherches sont également nécessaires pour étudier la toxicité des nanoplastiques, comme nous l'indiquions plus haut.

Finalement, il faudrait aussi améliorer la caractérisation des biofilms associés à des microplastiques dans l'eau potable, les sources d'eau potable et l'air. Acquérir des connaissances dans des domaines comme les facteurs en jeu dans la composition des biofilms, la taxonomie des communautés formant des biofilms ainsi que l'activité et les interactions dans les biofilms (p. ex., le transfert des gènes de résistance aux antibiotiques) contribuerait à comprendre l'importance des effets des biofilms sur la santé humaine.

10. Conclusions

La pollution par les macroplastiques et les microplastiques est omniprésente dans l'environnement. On estime qu'en 2016, 1 % de tous les déchets plastiques au Canada, soit 29 000 tonnes, a été rejeté dans l'environnement. Or, puisque les plastiques se dégradent très lentement et qu'ils persistent dans l'environnement, la pollution par les plastiques ne peut qu'augmenter.

Il a été démontré que les macroplastiques nuisent sur le plan physique aux récepteurs environnementaux à l'échelle individuelle et qu'ils ont le potentiel d'altérer l'intégrité de l'habitat. On a constaté que des organismes ingéraient des macroplastiques et qu'ils s'emmêlaient dans des macroplastiques, ce qui peut leur nuire directement et, dans de nombreux cas, entraîner leur mort.

Comme les données relatives aux effets potentiels de la pollution par les microplastiques sur les récepteurs environnementaux sont moins claires et parfois contradictoires, il faudra réaliser d'autres recherches sur le sujet. Par exemple, si d'une part, des rapports indiquent que l'exposition de récepteurs environnementaux aux microplastiques peut entraîner la mort, des effets sur le développement et la reproduction, des effets sur l'alimentation et la production d'énergie et des effets biochimiques ou à l'échelle moléculaire, d'autre part, un nombre semblable d'études n'a trouvé aucun effet.

Actuellement, il existe peu de publications scientifiques sur les effets des microplastiques sur la santé humaine, et jusqu'à présent, ils n'ont pas été jugés préoccupants pour la santé humaine. Les voies d'exposition possibles sont l'air, l'eau et la nourriture. Certaines études d'épidémiologie professionnelle et certaines expérimentations animales montrent le potentiel d'effets à de fortes concentrations d'exposition, toutefois leur fiabilité et leur pertinence sont discutables, et des recherches plus poussées sur la possibilité que les microplastiques ont des effets sur la santé humaine sont nécessaires.

Afin de mieux comprendre les incidences de la pollution par les plastiques sur l'environnement et la santé humaine, il est recommandé de réaliser des recherches pour combler les lacunes importantes des connaissances qui sont définies dans le présent rapport. Ces recherches sont notamment des études pour mieux comprendre l'exposition aux plastiques et la toxicité potentielle des plastiques. Plus précisément, il est recommandé de viser les objectifs suivants :

- mise au point de méthodes normalisées pour l'échantillonnage, le dosage, la caractérisation et l'évaluation des effets des macroplastiques et des microplastiques
- compréhension plus poussée de l'exposition des humains aux microplastiques
- compréhension plus poussée des effets écotoxicologiques des microplastiques
- compréhension plus poussée des effets des microplastiques sur la santé humaine
- déploiement d'efforts de surveillance constants et leur intensification afin d'inclure des milieux naturels mal caractérisés comme les sols

Puisque la pollution par les plastiques est de plus en plus importante dans l'environnement et que l'on a démontré la capacité de nuisance des macroplastiques sur le biote, on prévoit que la fréquence des effets physiques sur chaque récepteur environnemental continuera d'augmenter si la tendance actuelle se maintient et qu'aucune mesure d'atténuation n'est prise.

Conformément au principe de précaution, des mesures sont nécessaires pour réduire les quantités de macroplastiques et de microplastiques déversées dans l'environnement.

11. Références

- Abbasi S, Soltani N, Keshavarzi B, Moore F, Turner A, Hassanaghaei M. 2018. Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*. 205:80-87.
- Adam V, Yang T, Nowack B. 2019. Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters. *Environ Toxicol Chem*. 38(2):436-447.
- AET Group (Kitchener, ON). 2016. 2016 Toronto Litter Audit. Summary Report. Toronto (Ont): Ville de Toronto. 90 p.
- AET Group (Kitchener, ON). 2019. 2019 City of Edmonton Litter Audit Report. Final Report. Edmonton (Alb): Ville d'Edmonton. 72 p.
- Agarwal DK, Kaw JL, Srivastava SP, Seth PK. 1978. Some biochemical and histopathological changes induced by polyvinyl chloride dust in rat lung. *Environ Res*. 16(1-3):333-341.
- Akhbarizadeh R, Moore F, Keshavarzi B. 2018. Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. *Environ Pollut*. 232:154-163.
- Akhbarizadeh R, Moore F, Keshavarzi B. 2019. Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*. 36(11):1696-1708.
- Alimi OS, Farner Budarz J, Hernandez LM, Tufenkji N. 2018. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environ Sci Technol*. 52(4):1704-1724.
- Aljaibachi R, Callaghan A. 2018. Impact of polystyrene microplastics on *Daphnia magna* mortality and reproduction in relation to food availability. *PeerJ*. 6:e4601.
- Allen S, Allen D, Phoenix VR, Le Roux G, Durández Jiménez P, Simonneau A, Binet S, Galop D. 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat Geosci*. 12:339-344.
- Amalfitano S, Coci M, Corno G, Luna, GM. 2014. A microbial perspective on biological invasions in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*. 746(1):13-22.
- [AMAP] Arctic Monitoring and Assessment Programme. 2004. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo (NO): AMAP. 310 p.
- Anderson JC, Park BJ, Palace VP. 2016. Microplastics in aquatic environments: implications for Canadian ecosystems. *Environ Pollut*. 218:269-280.
- Anderson PJ, Warrack S, Langen V, Challis JK, Hanson ML, Rennie MD. 2017. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environ Pollut*. 225:223-231.

Andrady AL. 2015. Persistence of plastic litter in the oceans. Dans: Bergmann M, Gutow L, Klages M, éditeurs. *Marine anthropogenic litter*. Cham (CH): Springer. Chapter 3. p. 57-72.

Andrady AL. 2017. The plastic in microplastics: A review. *Mar Pollut Bull.* 119(1):12-22.

Arias-Andres M, Kettner MT, Miki T, Grossart HP. 2018. Microplastics: New substrates for heterotrophic activity contribute to altering organic matter cycles in aquatic ecosystems. *Sci Total Environ.* 635:1152-1159.

Arias-Andres M, Rojas-Jimenez K, Grossart H. 2019. Collateral effects of microplastic pollution on aquatic microorganisms: An ecological perspective. *Trends Analyt Chem.* 112:234-240.

Araújo PHH, Sayer C, Giudici R, Poço JGR. 2002. Technique for reducing residual monomer content in polymers: a review. *Polym Eng Sci.* 42(7):1442-1468. [cité dans OMS 2019].

Ašmonaitė G, Sundh H, Asker N, Carney Almroth B. 2018. Rainbow trout maintain intestinal transport and barrier functions following exposure to polystyrene microplastics. *Environ Sci Technol.* 52(24):14392-14401.

Au SY, Bruce TF, Bridges WC, Klaine SJ. 2015. Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures. *Environ Toxicol Chem.* 34(11):2564-2572.

Avio CG, Gorbi S, Milan M, Benedetti M, Fattorini D, d'Errico G, Pauletto M, Bargelloni L, Regoli F. 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut.* 198:211-222.

Baker-Austin C, Wright MS, Stepanauskas R, McArthur JV. 2006. Co-selection of antibiotic and metal resistance. *Trends Microbiol.* 14(4):176-182.

Bakir A, O'Connor IA, Rowland SJ, Hendriks AJ, Thompson RC. 2016. Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environ Pollut.* 219:56-65.

Baldwin AK, Corsi SR, Mason SA. 2016. Plastic debris in 29 Great Lakes tributaries: Relations to watershed attributes and hydrology. *Environ Sci Technol.* 50(19):10377-10385.

Balestri E, Menicagli V, Ligorini V, Fulignati S, Raspolli Galletti AM, Lardicci C. 2019. Phytotoxicity assessment of conventional and biodegradable plastic bags using seed germination test. *Ecol Indicators.* 102:569-580.

Ball H, Cross R, Grove E, Horton A, Johnson A, Jürgens M, Read D, Svendsen C. 2019. Sink to river - river to tap: A review of potential risks from nanoparticles and microplastics. London (GB): UK Water Industry Research Limited. Rapport No.:19/EQ/01/18.

Ballent A, Corcoran PL, Madden O, Helm PA, Longstaffe FJ. 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Mar Pollut Bull.* 110(1):383-395.

- Barboza LGA, Dick Vethaak A, Lavorante BRBO, Lundebye AK, Guilhermino L. 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Mar Pollut Bull.* 133:336-348.
- Barboza LGA, Cunha SC, Monteiro C, Fernandes JO, Guilhermino L. 2020. Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination. *Exposure and risk to human consumption. J Hazard Mater.* 393:122419.
- Batel A, Linti F, Scherer M, Erdinger L, Braunbeck T. 2016. Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environ Toxicol Chem.* 35(7):1656-1666.
- Batté M, Appenzeller BMR, Grandjean D, Fass S, Gauthier V, Jorand F, Mathieu L, Boualam M, Saby S, Block JC. 2003. Biofilms in drinking water distribution systems. *Rev Environ Sci Biotechnol.* 2(2):147-168.
- Beer S, Garm A, Huwer B, Dierking J, Nielsen TG. 2018. No increase in marine microplastic concentration over the last three decades—A case study from the Baltic Sea. *Sci Total Environ.* 621:1272-1279.
- Beiras R, Bellas J, Cachot J, Cormier B, Cousin X, Engwall M, Gambardella C, Garaventa F, Keiter S, Le Bihanic F, et al. 2018. Ingestion and contact with polyethylene microplastics does not cause acute toxicity on marine zooplankton. *J Hazard Mater.* 360:452-460.
- Bergmann M, Wirzberger B, Krumpen T, Lorenz C, Primpke S, Tekman MB, Gerdts G. 2017. High quantities of microplastic in Arctic deep-sea sediments from the HAUSGARTEN Observatory. *Environ Sci Technol.* 51:11000-11010.
- Bernardini I, Garibaldi F, Canesi L, Fossi MC, Baini M. 2018. First data on plastic ingestion by blue sharks (*Prionace glauca*) from the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean Sea). *Mar Pollut Bull.* 135:303-310.
- Berry D, Xi C, Raskin L. 2006. Microbial ecology of drinking water distribution systems. *Curr Opin Biotechnol.* 17(3):297-302.
- Besseling E, Redondo-Hasselerharm P, Foekema EM, Koelmans AA. 2019. Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. *Crit Rev Environ Sci Technol.* 49:32-80.
- Bhardwaj H, Gupta R, Tiwari A. 2013. Communities of microbial enzymes associated with biodegradation of plastics. *J Polym Environ.* 21(2):575-579.
- Biber NFA, Foggo A, Thompson RC. 2019. Characterising the deterioration of different plastics in air and seawater. *Mar Pollut Bull.* 141:595-602.
- Bishop DP. 1995. Physical and chemical effects of domestic laundering processes. Dans: Carr CM, editor. *Chemistry of the Textiles Industry.* Glasgow (GB): Springer, Dordrecht. p. 125-172.

Blašković A, Fastelli P, Čižmek H, Guerranti C, Renzi M. 2017. Plastic litter in sediments from the Croatian marine protected area of the natural park of Telaščica bay (Adriatic Sea). *Mar Pollut Bull.* 114(1):583-586.

Blarer P, Burkhardt-Holm P. 2016. Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum*. *Environ Sci Pollut Res.* 23(23):23522-23532.

Bläsing M, Amelung W. 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Sci Total Environ.* 612:422-435.

Blettler MCM, Ulla MA, Rabuffetti AP, Garello N. 2017. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environ Monit Assess.* 189(11):581.

Böhmert L, Stock V, Braeuning A. 2019. Plausibility of microplastic uptake in a paper by Deng et al., *Scientific Reports* 7: 46687, 2017. *Arch Toxicol.* 93(1):217-218.

Boots B, Russell CW, Green DS. 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. *Environ Sci Technol.* 53:11496-11506.

Bordós G, Urbányi B, Micsinai A, Kriszt B, Polatai Z, Szabó I, Hantosi Z, Szoboszlay S. 2019. Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere.* 216:110-116.

Borm PA, Driscoll KE. 2019. The hazards and risks of inhaled poorly soluble particles - where do we stand after 30 years of research? *Part Fibre Toxicol.* 16(1):11.

Boucher J, Friot D. 2017. Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. Gland, (CH): [IUCN] International Union for Conservation of Nature. 43 p.

Bour A, Haarr A, Keiter S, Hylland K. 2018. Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environ Pollut.* 236:652-660.

Bourdages MPT, Provencher JF, Sudlovenick E, Ferguson SH, Young BG, Pelletier N, Murphy MJJ, D'Addario A, Vermaire JC. 2020. No plastics detected in seal (Phocidae) stomachs harvested in the eastern Canadian Arctic. *Mar Pollut Bull.* 150:110772.

Bouwman H, Minnaar K, Bezuidenhout C, Verster C. 2018. Microplastics in freshwater environments – A Scoping Study. Technical Report. Republic of South Africa: Water Research Commission. 62 p. Rapport No. 2610/1/18.

Braeuning A. 2019. Uptake of microplastics and related health effects: a critical discussion of Deng et al., *Scientific reports* 7:46687, 2017. *Arch Toxicol.* 93(1):219-220.

Brandão ML, Braga KM, Luque JL. 2011. Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus*, from the Brazilian coastal zone. *Mar Pollut Bull.* 62(10):2246-2249.

- 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.
- Brodie EL, DeSantis TZ, Parker JP, Zubietta IX, Piceno YM, Andersen GL. 2007. Urban aerosols harbor diverse and dynamic bacterial populations. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 104(1):299-304. [cité dans Prata 2018].
- Brown DM, Wilson MR, MacNee W, Stone V, Donaldson K. 2001. Size-dependent proinflammatory effects of ultrafine polystyrene particles: a role for surface area and oxidative stress in the enhanced activity of ultrafines. *Toxicol Appl Pharmacol.* 175(3):191-199.
- Browne MA, Dissanayake A, Galloway TS, Lowe DM, Thompson RC. 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ Sci Technol.* 42(13):5026-5031.
- Browne MA, Galloway TS, Thompson RC. 2010. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environ Sci Technol.* 44(9):3404-3409.
- Burns EE, Boxall ABA. 2018. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environ Toxicol Chem.* 37(11):2776-2796.
- Cai L, Wang J, Peng J, Tan Z, Zhan Z, Tan X, Chen Q. 2017. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan City, China: Preliminary research and first evidence. *Environ Sci Pollut Res Int.* 24(32):24928-24935.
- Campbell SH, Williamson PR, Hall BD. 2017. Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *Facets (Ott).* 2:395-409.
- Carney Almroth BM, Åström L, Roslund S, Petersson H, Johansson M, Persson NK. 2018. Quantifying shedding of synthetic fibres from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environ Sci Pollut Res Int.* 25(2):1191-1199.
- Catarino AI, Macchia V, Sanderson WG, Thompson RC, Henry TB. 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environ Pollut.* 237:675-684.
- Cau A, Avio CG, Dessì C, Follesa MC, Moccia D, Regoli F, Pusceddu A. 2019. Microplastics in the crustaceans *Nephrops norvegicus* and *Aristeus antennatus*: Flagship species for deep-sea environments? *Environ Pollut.* 255(Pt 1):113107.
- [CBD] Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2012. Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions. Technical Series No. 67. Montreal (QC): CBD. 61 p.
- [CBD] Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2016. Marine debris: Understanding, preventing, and mitigating the significant adverse impacts on marine and coastal biodiversity. Technical Series No. 83. Montreal (QC): CBD. 78 p.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2018. Stratégie visant l'atteinte de zero déchet de plastique. Winnipeg (Man): CCME. 17 p. Rapport No. PN 1584.

Cesa FS, Turra A, Checon HH, Leonardi B, Baruque-Ramos J. 2020. Laundering and textile parameters influence fibers release in household washings. *Environ Pollut.* 257:113553.

Chae Y, Hong SH, An Y-J. 2020. Photosynthesis enhancement in four marine microalgal species exposed to expanded polystyrene leachate. *Ecotoxicol Environ Saf.* 189:109936.

Chagnon C, Thiel M, Antunes J, Ferreira JL, Sobral P, Ory NC. 2018. Plastic ingestion and trophic transfer between Easter Island flying fish (*Cheilopogon rapanouiensis*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from Rapa Nui (Easter Island). *Environ Pollut.* 243(Pt A):127-133.

Chapron L, Peru E, Engler A, Ghiglione JF, Meistertzheim AL, Pruski AM, Purser A, Vétion G, Galand PE, Lartaud F. 2018. Macro- and microplastics affect cold-water corals growth, feeding, and behaviour. *Sci Rep.* 8(1):15299.

Chen H, Wang S, Guo H, Lin H, Zhang Y, Long Z, Huang H. 2019. Study of marine debris around a tourist city in East China: Implication for waste management. *Sci Total Environ.* 676:278-289.

Chen H, Wang Y, Sun X, Peng Y, Xiao L. 2020. Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function. *Chemosphere.* 243:125271.

Chen J, Tan M, Nemmar A, Song W, Dong M, Zhang G, Li Y. 2006. Quantification of extrapulmonary translocation of intratracheal-instilled particles in vivo in rats: effect of lipopolysaccharide. *Toxicology.* 222(3):195-201.

Chen Q, Allgeier A, Yin D, Hollert H. 2019. Leaching of endocrine disrupting chemicals from marine microplastics and mesoplastics under common life stress conditions. *Environ Int.* 130:104938.

Chen Y, Liu X, Leng Y, Wang J. 2020. Defense responses in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene microplastics in soils. *Ecotoxicol Environ Saf.* 187:109788.

Choy CA, Drazen JC. 2013. Plastic for dinner? Observations of frequent debris ingestion by pelagic predatory fishes from the central North Pacific. *Mar Ecol Prog Ser.* 485:155-163.

Chiba S, Saito H, Fletcher R, Yogi T, Kayo M, Miyagi S, Ogido M, Fujikura K. 2018. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Mar Policy.* 96:204-212.

Chua EM, Shimeta J, Nugegoda D, Morrison PD, Clarke BO. 2014. Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environ Sci Technol.* 48(14):8127-8134.

Cole M, Lindeque PK, Fileman E, Halsband C, Galloway TS. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environ Sci Technol.* 49(2):1130-1137.

Cole M, Lindeque PK, Fileman E, Clark J, Lewis C, Halsband C, Galloway TS. 2016. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environ Sci Technol.* 50:3239-3246.

Collicutt B, Juanes F, Dudas SE. 2019. Microplastics in juvenile Chinook salmon and their nearshore environments on the east coast of Vancouver Island. *Environ Pollut.* 244:135-142.

Commission européenne. 2018. Rapport de la Commission au Parlement européen et au Conseil concernant les incidences sur l'environnement de l'utilisation des plastiques oxodégradables, et notamment des sacs en plastique oxodégradables. Rapport final. Bruxelles (BE), Commission européenne. 9 p.

Commission européenne. 2019. Les risques de la pollution par les microplastiques pour l'environnement et la santé. Rapport d'expert indépendant. Bruxelles (BE), Commission européenne. 74 p.

Cong Y, Jin F, Tian M, Wang J, Shi H, Wang Y, Mu J. 2019. Ingestion, egestion and post-exposure effects of polystyrene microspheres on marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Chemosphere.* 228:93-100.

Connors EJ. 2017. Distribution and biological implications of plastic pollution on the fringing reef of Mo'orea, French Polynesia. *PeerJ.* 5:e3733.

Cook L, Chatterjee A, Barnes A, Yarwood J, Hu WS, Dunny G. 2011. Biofilm growth alters regulation of conjugation by a bacterial pheromone. *Mol Microbiol.* 81(6):1499-1510.

Corcoran PL, Norris T, Ceccanese T, Walzak MJ, Helm PA, Marvin CH. 2015. Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. *Environ Pollut.* 204:17-25.

Corcoran PL, Belontz SL, Ryan K, Walzak MJ. 2020. Factors controlling the distribution of microplastic particles in benthic sediment of the Thames River, Canada. *Environ Sci Technol.* 54:818-825.

Corradini F, Meza P, Eguiluz 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.

Cosgrove L, McGeechan PL, Robson GD, Handley PS. 2007. Fungal communities associated with degradation of polyester polyurethane in soil. *Appl Environ Microbiol.* 73(18):5817-8524.

Covernton GA, Pearce CM, Gurney-Smith HJ, Chastain SG, Ross PS, Dower JF, Dudas SE. 2019. Size and shape matter: A preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. *Sci Total Environ.* 667:124-132.

Cox KD, Covernton GA, Davies HL, Dower JF, Juanes F, Dudas SE. 2019. Human consumption of microplastics. *Environ Sci Technol.* 53(12):7068-7074.

Crittenden JC, Rhodes Trussell R, Hand DW, Howe KJ, Tchobanoglous G. 2012. MWH's Water Treatment Principles and Design. Third Edition. Hoboken (NJ): Wiley & Sons Inc. 1920 p.

Crossman J, Hurley RR, Futter M, Nizzetto L. 2020. Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Sci Total Environ.* 724:138334.

- Curren E, Leong SCY. 2019. Profiles of bacterial assemblages from microplastics of tropical coastal environments. *Sci Total Environ.* 655:313-320.
- Cuthbert RN, Al-Jaibachi R, Dalu T, Dick JTA, Callaghan A. 2019. The influence of microplastics on trophic interaction strengths and oviposition preferences of dipterans. *Sci Total Environ.* 651(Pt 2):2420-2423.
- da Costa JP, Paço A, Santos PSM, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2019. Microplastics in soils: assessment, analytics and risks. *Environ Chem.* 16(1):18-30.
- da Costa Araújo AP, Gomes A, Malafaia G. 2020. Hepatotoxicity of pristine polyethylene microplastics in neotropical *physalaemus cuvieri* tadpoles (Fitzinger, 1826). *J Hazard Mater.* 386:121992.
- Dai Z, Zhang H, Zhou Q, Tian Y, Chen T, Tu C, Fu C, Luo Y. 2018. Occurrence of microplastics in the water column and sediment in an inland sea affected by intensive anthropogenic activities. *Environ Poll.* 242(Pt B):1557-1565.
- Dawson AL, Kawaguchi S, King CK, Townsend KA, King R, Huston WM, Bengtson Nash SM. 2018. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nat Commun.* 9:1001.
- de Haan WP, Sanchez-Vidal A, Canals M, NUREIEV1 Shipboard Scientific Party. 2019. Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull.* 140:523-535.
- De Falco F, Gullo MP, Gentile G, Di Pace E, Cocca M, Gelabert L, Brouta-Agnésa M, Rovira A, Escudero R, Villalba R, et al. 2018. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environ Pollut.* 236:916-925.
- De Falco F, Cocca M, Avella M, Thompson RC. 2020. Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: A comparison between polyester clothing with differing textile parameters. *Environ Sci Technol.* 54(6):3288-3296.
- De Felice B, Bacchetta R, Santo N, Tremolada P, Parolini M. 2018. Polystyrene microplastics did not affect body growth and swimming activity in *Xenopus laevis* tadpoles. *Environ Sci Pollut Res Int.* 25(34):34644-34651.
- De Felice B, Sabatini V, Antenucci S, Gattoni G, Santo N, Bacchetta R, Ortenzi MA, Parolini M. 2019. Polystyrene microplastics ingestion induced behavioral effects to the cladoceran *Daphnia magna*. *Chemosphere.* 231:423-431.
- de Scisciolo T, Mijts EN, Becker T, Eppinga MB. 2016. Beach debris on Aruba, Southern Caribbean: Attribution to local land-based and distal marine-based sources. *Mar Pollut Bull.* 106(1-2):49-57.
- de Souza Machado AA, Lau CW, Kloas W, Bergmann J, Bachelier JB, Faltin E, Becker R, Görlich AS, Rillig MC. 2019. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environ Sci Technol.* 53(10):6044-6052.

- De Tender CA, Devriese LI, Haegeman A, Maes S, Ruttink T, Dawyndt P. 2015. Bacterial community profiling of plastic litter in the Belgian part of the North Sea. *Environ Sci Technol.* 49(16):9629-9638.
- de Vries AN, Govoni D, Árnason SH, Carlsson P. 2020. Microplastic ingestion by fish: Body size, condition factor and gut fullness are not related to the amount of plastics consumed. *Mar Pollut Bull.* 151:110827.
- De Witte B, Devriese L, Bekaert K, Hoffman S, Vandermeersch G, Cooreman K, Robbens J. 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): comparison between commercial and wild types. *Mar Pollut Bull.* 85(1):146-155.
- Dean BY, Corcoran PL, Helm PA. 2018. Factors influencing microplastic abundances in nearshore, tributary and beach sediments along the Ontario shoreline of Lake Erie. *J Great Lakes Res.* 44(5):1002-1009.
- Delacuvellerie A, Cyriaque V, Gobert S, Benali S, Wattiez R. 2019. The plastisphere in marine ecosystem hosts potential specific microbial degraders including *Alcanivorax borkumensis* as a key player for the low-density polyethylene degradation. *J Hazard Mater.* 380:120899.
- DeMatteo R, Keith MM, Brophy JT, Wordsworth A, Watterson AE, Beck M, Ford AR, Gilbertson M, Pharityal J, Rootham M, et al. 2012. Chemical exposures of women workers in the plastics industry with particular reference to breast cancer and reproductive hazards. *New Solut.* 22(4):427-448.
- Demers PA, Schade WJ, Demers RY. 1994. Lymphocytopenia and occupational exposures among pattern and model makers. *Scand J Work Environ Health.* 20(2):107-112.
- Deng Y, Zhang Y, Lemos B, Ren H. 2017. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Sci Rep.* 7:46687.
- Deng Y, Zhang Y, Qiao R, Bonilla MM, Yang X, Ren H, Lemos B. 2018. Evidence that microplastics aggravate the toxicity of organophosphorus flame retardants in mice (*Mus musculus*). *J Hazard Mater.* 357:348-354.
- Desforges J-PW, Galbraith M, Ross PS. 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the northeast Pacific Ocean. *Archi Environ Contam Toxicol.* 69(3):320-330.
- Devriese LI, van der Meulen MD, Maes T, Bekaert K, Paul-Pont I, Frère L, Robbens J, Vethaak AD. 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar Pollut Bull.* 98(1-2):179-187.
- Devriese LI, De Witte B, Vethaak AD, Hostens K, Leslie HA. 2017. Bioaccumulation of PCBs from microplastics in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*): An experimental study. *Chemosphere.* 186:10-16.
- Di M, Wang J. 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the three gorges reservoir, China. *Sci Total Environ.* 616-617:1620-1627.

Diepens NJ, Koelmans AA. 2018. Accumulation of plastic debris and associated contaminants in aquatic food webs. *Environ Sci Technol.* 52(15):8510-8520.

Dillon Consulting. 2019. Street Litter Audits – 2019 Results. Final Report. Vancouver (C.-B.): City of Vancouver. 71 p.

Donaldson K. 2009. The inhalation toxicology of *p*-aramid fibrils. *Crit Rev Toxicol.* 39(6):487-500.

Doyle D, Frias J, Nash R, Gammell M. 2020. Current environmental microplastic levels do not alter emergence behaviour in the intertidal gastropod *Littorina littorea*. *Mar Pollut Bull.* 151:110859.

Drever MC, Provencher JF, O'Hara PD, Wilson L, Bowes V, Bergman CM. 2018. Are ocean conditions and plastic debris resulting in a “double whammy” for marine birds? *Mar Pollut Bull.* 133:684-692.

Driedger AGJ, Dürr HH, Mitchell K, Van Cappellen P. 2015. Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: A review. *J Great Lakes Res.* 41(1):9-19. Dris R, Gasperi J, Rocher V, Saad M, Renault N, Tassin B. 2015. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environ Chem.* 12(5):592-599.

Dris R, Gasperi J, Saad M, Mirande C, Tassin B. 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar Pollut Bull.* 104(1-2):290-293.

Dris R, Gasperi J, Mirande C, Mandin C, Guerrouache M, Langlois V, Tassin B. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environ Pollut.* 221:453-458.

Duncan EM, Arrowsmith JA, Bain CE, Bowdery H, Broderick AC, Chalmers T, Fuller WJ, Galloway TS, Lee JH, Lindeque PK, et al. 2019. Diet-related selectivity of macroplastic ingestion in green turtles (*Chelonia mydas*) in the eastern Mediterranean. *Sci Rep.* 9(1):11581.

Earthwatch Europe. 2018. [Plastic Rivers reducing the plastic pollution on our doorstep](#) [PDF]. Oxford (GB): Earthwatch Institute. 20 p. [consulté le 15 mai 2019].

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2015. Microbilles – Résumé scientifique. Ottawa (Ont): gouvernement du Canada. 37 p.

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2019b. Le programme scientifique canadien sur les plastiques. Ottawa. Ottawa (Ont): gouvernement du Canada. 26 p.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2019a. Étude économique sur l'industrie, les marchés et les déchets du plastique au Canada: rapport sommaire. Ottawa (Ont): gouvernement du Canada. 47 p.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2019c. Economic study of the Canadian plastic industry, markets and waste. Final Report - Task 1. Ottawa (Ont): gouvernement du. 186 p. Sur demande à ec.pddemandes-pd-requests.ec@canada.ca.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2019d. Economic study of the Canadian plastic industry, markets and waste. Final Report - Task 2. Ottawa (Ont): gouvernement du Canada. 121 p. Sur demande à ec.pddemandes-pd-requests.ec@canada.ca.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2019e. Economic study of the Canadian plastic industry, markets and waste. Final Report - Task 5. Ottawa (Ont): gouvernement du Canada. 62 p. Sur demande à ec.pddemandes-pd-requests.ec@canada.ca.

[ECHA] European Chemicals Agency. 2019. ANNEX to the ANNEX XV Restriction Report - Proposal for a restriction on intentionally added microplastics. Helsinki (FI): ECHA. 299 p.

Eckert EM, Di Cesare A, Kettner MT, Arias-Andres M, Fontaneto D, Grossart HP, Corno G. 2018a. Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community. *Environ Pollut.* 234:495-502.

Eckert EM, Di Cesare, A, Coci M, Corno G. 2018b. Persistence of antibiotic resistance genes in large subalpine lakes: The role of anthropogenic pollution and ecological interactions. *Hydrobiologia.* 824(1):93-108.

[EFSA] European Food Safety Authority. 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA J.* 14(6):e04501.

Egeland GM and [CINE] Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment. 2010a. [Inuit Health Survey 2007-2008 - Inuvialuit Settlement Region](#). Ste-Anne-de-Bellevue (QC): CINE. 31 p.

Egeland GM and [CINE] Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment. 2010b. [Inuit Health Survey 2007-2008 - Nunatsiavut](#). Ste-Anne-de-Bellevue (QC): CINE. 35 p.

Egeland GM and [CINE] Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment. 2010c. [Inuit Health Survey 2007-2008 - Nunavut](#). Ste-Anne-de-Bellevue (QC): CINE. 51 p.

Ekebafe LO, Ogbeifun DE, Okieimen FE. 2011. Polymer applications in agriculture. *Biokemistri.* 23(2):81-89.

Engler RE. 2012. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environ Sci Technol.* 46(22):12302-12315. [cité dans Galloway 2015].

Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borerro JC, Galgani F, Ryan PG, Reisser J. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One.* 9(12):e111913.

Erni-Cassola G, Gibson MI, Thompson RC, Christie-Oleza JA. 2017. Lost, but found with Nile Red: A novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20 µm) in environmental samples. *Environ Sci Technol.* 51(23):13641-13648.

Esiukova E. 2017. Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia. *Mar Pollut Bull.* 114(2):1072-1080.

Espinosa C, Esteban MÁ, Cuesta A. 2019. Dietary administration of PVC and PE microplastics produces histological damage, oxidative stress and immunoregulation in European sea bass. *Fish Shellfish Immunol.* 95:574-583.

Eubeler JP, Bernhard M, Knepper TP. 2010. Environmental biodegradation of synthetic polymers II. Biodegradation of different polymer groups. *Trends Anal Chem.* 29:84-100.

Farrell P, Nelson K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ Pollut.* 177:1-3.

[FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. Rapport technique. Rome (IT): FAO. 126 p. Rapport No. 615.

Fastelli P, Blašković A, Benardi G, Romeo T, Čižmek H, Andaloro F, Russo GF, Guerranti C, Renzi M. 2016. Plastic litter in sediments from a marine area likely to become protected (Aeolian Archipelago's islands, Tyrrhenian sea). *Mar Pollut Bull.* 113(1-2):526-529.

Feng Z, Zhang T, Li Y, He X, Wang R, Xu J, Gao G. 2019. The accumulation of microplastics in fish from an important fish farm and mariculture area, Haizhou Bay, China. *Sci Total Environ.* 696:133948.

Fischer M, Goßmann I, Scholz-Böttcher M. 2019. Fleur de Sel - An interregional monitor for microplastics mass load and composition in European coastal waters? *J Anal Appl Pyrolysis.* 144:104711.

Flemming HC, Wingender J. 2010. The biofilm matrix. *Nat Rev Microbiol.* 8(9):623-633.

Foley CJ, Feiner ZS, Malinich TD, Höök TO. 2018. A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Sci Total Environ.* 631-632:550-559.

Fournier S, D'Errico J, Stapleton P. 2018. Translocation of engineered nanomaterials from the maternal lungs to the fetal compartment after instillation. *FASEB J.* 32(Suppl. 1). Abstract No. 830.5.

Frydkjær CK, Iversen N, Roslev P. 2017. Ingestion and egestion of microplastics by the cladoceran *Daphnia magna*: Effects of regular and irregular shaped plastic and sorbed phenanthrene. *Bull Environ Contam Toxicol.* 99:655-661.

Gago J, Portela S, Filgueiras AV, Pauly Salinas M, Macías D. 2020. Ingestion of plastic debris (macro and micro) by longnose lancetfish (*Alepisaurus ferox*) in the North Atlantic Ocean. *Reg Stud Mar Sci.* 33:100977.

Gall SC, Thompson RC. 2015. The impact of debris on marine life. *Mar Pollut Bull.* 92(1-2):170-179.

Galloway TS. 2015. Micro- and nano-plastics and human health. Dans: Bergmann M, Gutow L, Klages M, éditeurs. *Marine Anthropogenic Litter.* Cham (CH): Springer. Chapter 13. p. 343-366.

Gambardella C, Morgana S, Bramini M, Rotini A, Manfra L, Migliore L, Piazza V, Garaventa F, Faimali M. 2018. Ecotoxicological effects of polystyrene microbeads in a battery of marine organisms belonging to different trophic levels. *Mar Environ Res.* 141:313-321.

Garcia-Garin O, Vighi M, Sala B, Aguilar A, Tsangaris C, Digka N, Kaberi H, Eljarrat E, Borrell A. 2020. Assessment of organophosphate flame retardants in Mediterranean *Boops boops* and their relationship to anthropization levels and microplastic ingestion. *Chemosphere.* 252:126569.

García-Rivera S, Lizaso JLS, Millán JMB. 2018. Spatial and temporal trends of marine litter in the Spanish Mediterranean seafloor. *Mar Pollut Bull.* 2018. 137:252-261.

Garrido S, Linares M, Campillo JA, Albentosa M. 2019. Effect of microplastics on the toxicity of chlorpyrifos to the microalgae *Isochrysis galbana*, clone t-ISO. *Ecotoxicol Environ Saf.* 173:103-109.

Gasperi J, Dris R, Mirande C, Mandin C, Langlois V, Tassin B. 2015. First overview of microplastics in indoor and outdoor air. Dans: Paper Presented at 15th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment (ICCE); 20 au 24 sept 2015; Leipzig (DE): ICCE.

Gasperi J, Wright SL, Dris R, Collard F, Mandin C, Guerrouache M, Langlois V, Kelly FJ, Tassin B. 2018. Microplastics in air: Are we breathing it in? *Curr Opin Environ Sci Health.* 1:1-5.

Gerdes Z, Ogonowski M, Nybom I, Ek C, Adolfsson-Erici M, Barth A, Gorokhova E. 2019. Microplastic-mediated transport of PCBs? A depuration study with *Daphnia magna*. *PLoS One.* 14(2):e0205378.

[GESAMP] Joint Group of Experts on the Scientific Aspects. 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: Part two of a global assessment. Dans: Kershaw PJ, Rochman CM, éditeurs. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP GESAMP, Rapports et études No. 93. London, England: International Maritime Organization. 220 p.

Gewert B, Plassmann MM, MacLeod M. 2015. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environ Sci Process Impacts.* 17(9):1513-1521.

Geyer R, Jambeck JR, Law KL. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci Adv.* 3(7):e1700782.

Gies EA, LeNoble JL, Noël M, Etemadifar A, Bishay F, Hall ER, Ross PS. 2018. Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Mar Pollut Bull.* 133:553-561.

Godoy V, Blázquez G, Calero M, Quesada L, Martín-Lara MA. 2019. The potential of microplastics as carriers of metals. *Environ Pollut.* 255(Pt 3):113363.

Gong M, Yang G, Zhuang L, Zeng EY. 2019. Microbial biofilm formation and community structure on low-density polyethylene microparticles in lake water microcosms. *Environ Pollut.* 252(Pt A):94-102.

Good TP, June JA, Etnier M, Broadhurst G. 2007. Quantifying the impact of derelict fishing gear on the marine fauna of Puget Sound and the Northwest Straits. Dans: Proceedings of the International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Annual Science Conference; 17 au 21 sept 2007; Helsinki (FI): ICES.

Goodman AJ, Walker TR, Brown CJ, Wilson BR, Gazzola V, Sameoto JA. 2020. Benthic marine debris in the Bay of Fundy, eastern Canada: Spatial distribution and categorization using seafloor video footage. *Mar Pollut Bull.* 150:110722.

Gouin T. 2020. Toward an improved understanding of the ingestion and trophic transfer of microplastic particles: Critical review and implications for future research. *Environ Toxicol Chem.* 39(6):1119-1137.

Gouin T, Becker RA, Collot AG, Davis JW, Howard B, Inawaka K, Lampi M, Ramon BS, Shi J, Hopp PW. 2019. Towards the development and application of an environmental risk assessment framework for microplastic. *Environ Toxicol Chem.* 38(10):2087-2100.

Grbić J, Helm P, Athey S, Rochman CM. 2020. Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. *Water Res.* 174:115623.

Grigorakis S, Drouillard KG. 2018. Effect of microplastic amendment to food on diet assimilation efficiencies of PCBs by fish. *Environ Sci Technol.* 52(18):10796-10802.

Grigorakis S, Mason SA, Drouillard KG. 2017. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere.* 169:233-238.

[GNRC] *Le Grand Nettoyage des Rivages Canadiens.* 2018a. [Notre histoire](#). Vancouver (C.-B.): Ocean Wise. [Accédé le 15 May 2019].

[GNRC] *Le Grand Nettoyage des Rivages Canadiens.* 2018b. *Rapport Annuel de 2018.* Vancouver (C.-B.): Ocean Wise. 15 p.

[GNRC] *Le Grand Nettoyage des Rivages Canadiens.* [date inconnue]. *Site Coordinator Guide.* Vancouver (C.-B.) : Ocean Wise. 17 p.

Gündoğdu S. 2018. Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 35(5):1006-1014.

Guo X, Wang J. 2019a. The chemical behaviours of microplastics in marine environment: A review. *Mar Pollut Bull.* 142:1-14.

Guo X, Wang J. 2019b. Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater. *Mar Pollut Bull.* 149:110511.

Hahladakis JN, Velis CA, Weber R, Iacovidou E, Purnell P. 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *J Hazard Mater.* 344:179-199. [cité dansOMS 2019].

- Hall-Stoodley L, Costerton JW, Stoodley P. 2004. Bacterial biofilms: From the natural environment to infectious diseases. *Nat Rev Microbiol.* 2(2):95-108.
- Hallanger IG, Gabrielsen GW. 2018. Plastic in the European Arctic. Brief Report. Tromsø (NO): Norwegian Polar Institute. 23 p.
- Hämer J, Gutow L, Köhler A, Saborowski R. 2014. Fate of microplastics in the marine isopod *Idotea emarginata*. *Environ Sci Technol.* 48:13451-13458.
- Hammer S, Nager RG, Johnson PCD, Furness RW, Provencher JF. 2016. Plastic debris in great skua (*Stercorarius skua*) pellets corresponds to seabird prey species. *Mar Pollut Bull.* 103(1-2):206-210.
- Hanachi P, Karbalaei S, Walker TR, Cole M, Hosseini SV. 2019. Abundance and properties of microplastics found in commercial fish meal and cultured common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Sci Pollut Res Int.* 26(23):23777-23787.
- Hankins C, Duffy A, Drisco K. 2018. Scleractinian coral microplastic ingestion: Potential calcification effects, size limits, and retention. *Mar Pollut Bull.* 135:587-593.
- Hansen E, Nilsson NH, Lithner D, Lassen C. 2013. Hazardous substances in plastic materials. Vejle (DK): Norwegian Climate and Pollution Agency. 151 p. Rapport No. TA 3017. [cité dansOMS 2019].
- Hantoro I, Löhr AJ, Van Belleghem FGAJ, Widianarko B, Ragas AMJ. 2019. Microplastics in coastal areas and seafood: implications for food safety. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 36(5):674-711.
- Hara J, Frias J, Nash R. 2020. Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters. *Mar Pollut Bull.* 152:110905.
- Harrison JP, Schratzberger M, Sapp M, Osborn AM. 2014. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiol.* 14:232.
- Harrison JP, Hoellein TJ, Sapp M, Tagg AS, Ju-Nam Y, Ojeda JJ. 2018. Microplastic-associated biofilms: a comparison of freshwater and marine environments. *Handb Environ Chem.* 58:181-201.
- Helm PA. 2017. Improving microplastics source apportionment: a role for microplastic morphology and taxonomy? *Anal Methods.* 9:1328-1331.
- Helmrath E, Rijk R, Dekker M, Jongen W. 2002. Predictive modelling of migration from packaging materials into food products for regulatory purposes. *Trends Food Sci Technol.* 13(3):102-109. [cité dansGalloway 2015].
- Hendrickson E, Minor EC, Schreiner K. 2018. Microplastic abundance and composition in Western Lake Superior as determined via microscopy, Pyr-GC/MS, and FTIR. *Environ Sci Technol.* 52(4):1787-1796.
- Henry B, Laitala K, Klepp IG. 2019. Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Sci Total Environ.* 652:483-494.

- Hermabessiere L, Paul-Pont I, Cassone AL, Himber C, Receveur J, Jezequel R, Rakwe ME, Rinnert E, Rivière G, Lambert C, et al. 2019. Microplastic contamination and pollutant levels in mussels and cockles collected along the channel coasts. *Environ Pollut.* 250:807-819.
- Hermsen E, Mintenig SM, Besseling E, Koelmans AA. 2018. Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples: A critical review. *Environ Sci Technol.* 52(18):10230-10240.
- Hernandez LM, Xu EG, Larsson HCE, Tahara R, Maisuria VB, Tufenkji N. 2019. Plastic Teabags Release Billions of Microparticles and Nanoparticles into Tea. *Environ Sci Technol.* 53(21):12300-12310.
- Hernandez-Milian G, Lusher A, MacGabban S, Rogan E. 2019. Microplastics in grey seal (*Halichoerus grypus*) intestines: Are they associated with parasite aggregations. *Mar Pollut Bull.* 146:349-354.
- Hesterberg TW, McConnell EE, Miller WC, Hamilton R, Bunn WB. 1992. Pulmonary toxicity of inhaled polypropylene fibers in rats. *Fundam Appl Toxicol.* 19(3):358-366.
- Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ Sci Tech.* 46(6):3060-3075.
- Hipfner JM, Galbraith M, Tucker S, Studholme KR, Domalik AD, Pearson SF, Good TP, Ross PS, Hodum P. 2018. Two forage fishes as potential conduits for the vertical transfer of microfibers in Northeastern Pacific Ocean food webs. *Environ Pollut.* 239:215-222.
- Hoellein T, Rojas M, Pink A, Gasior J, Kelly J. 2014. Anthropogenic litter in urban freshwater ecosystems: Distribution and microbial interactions. *PLoS One.* 9(6):e98485.
- Horn D, Miller M, Anderson S, Steele C. 2019. Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. *Mar Pollut Bull.* 139:231-237.
- Horton AA, Dixon SJ. 2017. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water.* 5(2):e1268.
- Horton AA, Newbold LK, Palacio-Cortés AM, Spurgeon DJ, Pereira MG, Carter H, Gweon HS, Vijver MG, van Bodegom PM, Navarro da Silva MA, et al. 2020. Accumulation of polybrominated ethers and microbiome response in the great pond snail *Lymnaea stagnalis* with exposure to nylon (polyamide) microplastics. *Ecotoxicol Environ Saf.* 188:109882.
- Hossain MS, Rahman MS, Uddin MN, Sharifuzzaman SM, Chowdhury SR, Sarker S, Nawaz Chowdhury MS. 2020. Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal. *Chemosphere.* 238:124688.
- Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salánki T, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans AA, Geissen V. 2016. Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environ Sci Technol.* 50(5):2685-2691.

Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salánki T, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans AA, Geissen V. 2017. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. Environ Pollut. 220(Pt A):523-531.

Huerta Lwanga E, Thapa B, Yang X, Gertsen H, Salánka T, Geissen V, Garbeva P. 2018. Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration. Sci Total Environ. 624:753-757.

Hurley RR, Nizzetto L. 2018. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. Curr Opin Environ Sci Health. 1:6-11.

Hurley RR, Woodward J, Rothwell JJ. 2018. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. Nat Geosci. 11:251-257.

Hussain N, Jaitley V, Florence AT. 2001. Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. Adv Drug Deliv Rev. 50(1-2):107-142.

Imran M, Das KR, Naik MM. 2019. Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: An emerging health threat. Chemosphere. 215:846-857.

Iñiguez ME, Conesa JA, Fullana A. 2017. Microplastics in Spanish Table Salt. Sci Rep. 7(1):8620.

Jabeen K, Li B, Chen Q, Su L, Wu C, Hollert H, Shi H. 2018. Effects of virgin microplastics on goldfish (*Carassius auratus*). Chemosphere. 213:323-332.

Jacob H, Gilson A, Lanctôt C, Besson M, Metian M, Lecchini D. 2019. No effect of polystyrene microplastics on foraging activity and survival in a post-larvae coral-reef fish, *Acanthurus triostegus*. Bull Environ Contam Toxicol. 102(4):457-461.

Jacobsen JK, Massey L, Gulland F. 2010. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). Mar Pollut Bull. 60(5):765-767.

Jahnke A, Arp HPH, Escher BI, Gewert B, Gorokhova E, Kühnel D, Ogonowski M, Potthoff A, Rummel C, Schmitt-Jansen M, et al. 2017. Reducing uncertainty and confronting ignorance about the possible impacts of weathering plastic in the marine environment. Environ Sci Technol Lett. 4(3):85-90. [cité dansOMS 2019].

Jaikumar G, Baas J, Brun NR, Vijver MG, Bosker T. 2018. Acute sensitivity of three Cladoceran species to different types of microplastics in combination with thermal stress. Environ Pollut. 239:733-740.

Jarvis P, Jefferson B, Gregory J, Parsons SA. 2005. A review of floc strength and breakage. Water Res. 39(14):3121-3137.

Jeong CB, Won EJ, Kang HM, Lee MC, Hwang DS, Hwang UK, Zhou B, Souissi S, Lee SJ, Lee JS. 2016. Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environ Sci Technol.* 50(16):8849-8857.

Jeong CB, Kang HM, Lee MC, Kim DH, Han J, Hwang DS, Souissi S, Lee SJ, Shin KH, Park HG, et al. 2017. Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclopsina nana*. *Sci Rep.* 7:41323.

Jepsen EM, de Bruyn PJN. 2019. Pinniped entanglement in oceanic plastic pollution: A global review. *Mar Pollut Bull.* 145:295-305.

Jin Y, Lu L, Tu W, Luo T, Fu Z. 2019. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Sci Total Environ.* 649:308-317.

Johansen MP, Cresswell T, Davis J, Howard DL, Howell NR, Prentice E. 2019. Biofilm-enhanced adsorption of strong and weak cations onto different microplastic sample types: Use of spectroscopy, microscopy and radiotracer methods. *Wat Res.* 158:392-400.

Jones KL, Hartl MGJ, Bell MC, Capper A. 2020. Microplastic accumulation in a *Zostera marina* L. bed at Deerness Sound, Orkney, Scotland. *Mar Pollut Bull.* 152:110883.

Jovanović B. 2017. Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integr Environ Assess Manag.* 13(3):510-515.

Jovanović B, Gökdağ K, Güven O, Emre Y, Whitley EM, Kideys AE. 2018. Virgin microplastics are not causing imminent harm to fish after dietary exposure. *Mar Pollut Bull.* 130:123-131.

Ju H, Zhu D, Qiao M. 2019. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. *Environ Pollut.* 247:890-897.

Julienne F, Delorme N, Lagarde F. 2019. From macroplastics to microplastics: role of water in the fragmentation of polyethylene. *Chemosphere.* 236:124409.

Kaiser D, Kowalski N, Waniek JJ. 2017. Effects of biofouling on the sinking behaviour of microplastics. *Environ Res Lett.* 12(12):124003.

Kanhai LDK, Gårdfeldt K, Lyashevskaya O, Hassellöv M, Thompson RC, O'Connor I. 2018. Microplastics in sub-surface waters of the Arctic Central Basin. *Mar Pollut Bull.* 130:8-18.

Karami A, Golieskardi A, Ho YB, Larat V, Salamatinia B. 2017a. Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish. *Sci Rep.* 7(1):5473.

Karami A, Golieskardi A, Keong Choo C, Larat V, Galloway TS, Salamatinia B. 2017b. The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Sci Rep.* 7:46173.

Karami A, Golieskardi A, Choo CK, Larat V, Karbalaei S, Salamatinia B. 2018. Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Sci Total Environ.* 612:1380-1386.

Karbalaei S, Golieskardi A, Watt DU, Boiret M, Hanachi P, Walker TR, Karami A. 2020. Analysis and inorganic composition of microplastics in commercial Malaysian fish meals. *Mar Pollut Bull.* 150:110687.

Karlsson TM, Vethaak AD, Almroth BC, Ariese F, van Velzen M, Hassellöv M, Leslie HA. 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: method development and microplastic accumulation. *Mar Pollut Bull.* 122(1-2):403-408.

Karthik R, Robin RS, Purvaja R, Ganguly D, Anandavelu I, Raghuraman R, Hariharan G, Ramakrishna A, Ramesh R. 2018. Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Sci Total Environ.* 645:1388-1399.

Katsanevakis S, Verriopoulos G, Nicolaïdou A, Thessalou-Legaki M. 2007. Effect of marine litter on the benthic megafauna of coastal soft bottoms: A manipulative field experiment. *Mar Pollut Bull.* 54(6):771-778.

Kay P, Hiscoe R, Moberley I, Bajic L, McKenna N. 2018. Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. *Environ Sci Pollut Res Int.* 25(20):20264-20267.

Kazmiruk TN, Kazmiruk VD, Bendell LI. 2018. Abundance and distribution of microplastics within surface sediments of a key shellfish growing region of Canada. *PLoS One.* 13(5):e0196005.

Kedzierski M, Lechat B, Sire O, Le Maguer G, Le Tilly V, Bruzaud S. 2020. Microplastic contamination of packaged meat: Occurrence and associated risks. *Food Packag Shelf Life.* 24:100489.

Keswani A, Oliver DM, Gutierrez T, Quilliam RS. 2016. Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Mar Environ Res.* 118:10-19.

Kettner MT, Rojas-Jimenez K, Oberbeckmann S, Labrenz M, Grossart H. 2017. Microplastics alter composition of fungal communities in aquatic ecosystems. *Environ Microbiol.* 19(11):4447-4459.

Kettner MT. 2018. Microbial colonization of microplastic particles in aquatic systems [dissertation]. Potsdam (DE): University of Potsdam.

Kienitz AT. 2013. Marine Debris in the Coastal Environment of Iceland's Nature Reserve, Hornstrandir - Sources, Consequences and Prevention Measures [Master's Thesis]. Ísafjörður (IS): University of Akureyri. [cité dansPAME 2019].

Kim JS, Lee HJ, Kim SK, Kim HJ. 2018. Global pattern of microplastics (MPs) in commercial food-grade salts: Sea salt as an indicator of seawater MP pollution. *Environ Sci Technol.* 52(21):12819-12828.

Kim SW, An YJ. 2019. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species. *Environ Int.* 126:699-706.

Kirstein IV, Kirmizi S, Wichels A, Garin-Fernandez A, Erler R, Löder M, Gerdts G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Mar Environ Res.* 120:1-8.

Klein M, Fischer EK. 2019. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Sci Total Environ.* 685:96-103.

Koelmans AA, Besseling E, Shim WJ. 2015. Nanoplastics in the aquatic environment: Critical review. Dans: Bergmann M, Gutow L, Klages M, éditeurs. *Marine Anthropogenic Litter.* Cham (CH): Springer. p. 325-340.

Koelmans AA, Bakir A, Burton GA, Janssen CR. 2016. Microplastics as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environ Sci Technol.* 50:3315-3326.

Koelmans AA, Mohamed Nor NH, Hermsen E, Kooi M, Mintenig SM, De France J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Res.* 155:410-422.

Kole PJ, Löhr AJ, Van Belleghem FGAJ, Ragas AMJ. 2017. Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. *Int J Environ Res Public Health.* 14(10):1265.

Kooi M, Koelmans AA. 2019. Simplifying microplastic via continuous probability distributions for size, shape, and density. *Environ Sci Technol Lett.* 6(9):551-557.

Korez S, Gutow L, Saborowski R. 2019. Feeding and digestion of the marine isopod *Idotea emarginata* challenged by poor food quality and microplastics. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol.* 226:108586.

Kosuth M, Mason SA, Wattenberg EV. 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS One.* 13(4):e0194970.

Kratina P, Watts TJ, Green DS, Kordas RL, O'Gorman EJ. 2019. Interactive effects of warming and microplastics on metabolism but not feeding rates of a key freshwater detritivore. *Environ Pollut.* 255(Pt 2):113259.

Kreider ML, Unice KM, Panko JM. 2019. Human health risk assessment of tire and road wear particles (TRWP) in air. *Hum Ecol Risk Assess.* Sous presse.

Kühn S, Bravo Rebolledo EL, van Franeker JA. 2015. Deleterious effects of litter on marine life. Dans: Bergmann M, Gutow L, Klages M, éditeurs. *Marine Anthropogenic Litter.* Cham (CH): Springer. Chapter 4. p. 75-116.

Kumar VE, Ravikumar G, Jeyasanta KI. 2018. Occurrence of microplastics in fishes from two landing sites in Tuticorin, south east coast of India. *Mar Pollut Bull.* 135:889-894.

Kutralam-Muniasamy G, Pérez-Guevara F, Elizalde-Martínez I, Shruti VC. 2020. Branded milks - Are they immune from microplastics contamination? *Sci Total Environ.* 714:136823.

Lachenmeier DW, Kocareva J, Noack D, Kuballa T. 2015. Microplastic identification in German beer - an artefact of laboratory contamination? *Dtsch Lebensmitt Rundsch.* 111(10):437-440.

Laganà P, Caruso G, Corsi I, Bergami E, Venuti V, Majolino D, La Ferla R, Azzaro M, Cappello S. 2019. Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica). *Int J Hyg Environ Health.* 222(1):89-100.

Lahens L, Strady E, Kieu-Le TC, Dris R, Boukerma K, Rinnert E, Gasperi J, Tassin B. 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environ Pollut.* 236:661-671.

Lahive E, Walton A, Horton AA, Spurgeon DJ, Svendsen C. 2019. Microplastic particles reduce reproduction in the terrestrial worm *Enchytraeus crypticus* in a soil exposure. *Environ Pollut.* 255(Pt 2):113174.

Lamb JB, Willis BL, Fiorenza EA, Couch CS, Howard R, Rader DN, True JD, Kelly LA, Ahmad A, Jompa J, et al. 2018. Plastic waste associated with disease on coral reefs. *Science.* 359(6374):460-462.

Lambert S, Wagner M. 2017. Environmental performance of bio-based biodegradable plastics: the road ahead. *Chem Soc Rev.* 46(22):6855-6871.

Lares M, Ncibi MC, Sillanpaa Ma, Sillanpaa Mi. 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Res.* 133:236-246.

Laskin S, Drew RT, Cappiello VP, Kuschner M. 1972. Inhalation studies with freshly generated polyurethane foam dust. Dans: Mercer TT, Morrow PE, Stober W, éditeurs. *Assessment of Airborne Particles.* Springfield (IL): Charles C. Thomas. p. 382-404.

Lavers JL, Bond AL. 2016. Ingested plastic as a route for trace metals in Laysan Albatross (*Phoebastria immutabilis*) and Bonin Petrel (*Pterodroma hypoleuca*) from Midway Atoll. *Mar Pollut Bull.* 110:493-500.

Lavers JL, Hutton I, Bond AL. 2019. Clinical pathology of plastic ingestion in marine birds and relationships with blood chemistry. *Environ Sci Technol.* 53(15):9224-9231.

Lebreton L, Slat B, Ferrari F, Sainte-Rose B, Aitken J, Marthouse R, Hajbane S, Cunsolo S, Schwarz A, Levivier A, et al. 2018. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Sci Rep.* 8(1):4666.

Lee H, Kunz A, Shim WJ, Walther BA. 2019. Microplastic contamination of table salts from Taiwan, including a global review. *Sci Rep.* 9(1):10145.

Lee KW, Shim WJ, Kwon OY, Kang JH. 2013. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environ Sci Technol.* 47(19):11278-11283.

Lei L, Liu M, Song Y, Lu S, Hu J, Cao C, Xie B, Shi H, He D. 2018b. Polystyrene (nano)microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans*. *Environ Sci Nano.* 5:2009-2020.

Lei L, Wu S, Lu S, Liu M, Song Y, Fu Z, Shi H, Raley-Susman KM, He D. 2018a. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Sci Total Environ.* 619-620:1-8.

Leonas KK, Gorden RW. 1993. An accelerated laboratory study evaluating the disintegration rates of plastic films in simulated aquatic environments. *J Environ Polym Degrad.* 1:45-51.

Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW. 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ.* 408(15):2995-3043.

Leung J, Chan KYK. 2018. Microplastics reduced posterior segment regeneration rate of the polychaete *Perinereis aibuhitensis*. *Mar Pollut Bull.* 129(2):782-786.

Li B, Ding Y, Cheng X, Sheng D, Xu Z, Rong Q, Wu Y, Zhao H, Ji X, Zhang Y. 2020. Polyethylene microplastics affect the distribution of gut microbiota and inflammation development in mice. *Chemosphere.* 244:125492.

Li J, Yang D, Li L, Jabeen K, Shi H. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environ Pollut.* 207:190-195.

Li J, Green C, Reynolds A, Shi H, Rotchell JM. 2018a. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environ Pollut.* 241:35-44.

Li J, Liu H, Chen JP. 2018b. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.* 137:362-374.

Li N, Georas S, Alexis N, Fritz P, Xia T, Williams MA, Horner E, Nel A. 2016. A work group report on ultrafine particles (American Academy of Allergy, Asthma & Immunology): why ambient ultrafine and engineered nanoparticles should receive special attention for possible health outcomes in human subjects. *J Allergy Clin Immunol.* 138(2):386-396.

Li Q, Feng Z, Zhang T, Ma C, Shi H. 2020. Microplastics in the commercial seaweed nori. *J Hazard Mater.* 388:122060.

Li WC, Tse HF, Fok L. 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Sci Total Environ.* 566-567:333-349.

- Li Y, Li M, Li Z, Yang L, Liu X. 2019. Effects of particle size and solution chemistry on triclosan sorption on polystyrene microplastic. *Chemosphere*. 231:308-314.
- Li Y, Shao L, Wang W, Zhang M, Feng X, Li W, Zhang D. 2020. Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing. *Sci Total Environ*. 705:135967.
- Liao Y-L, Yang J-Y. 2020. Microplastic serves as a potential vector for Cr in an in-vitro human digestive model. *Sci Total Environ*. 703:134805.
- Liboiron F, Ammendolia J, Saturno J, Melvin J, Zahara A, Richard N, Liboiron M. 2018. A zero percent plastic ingestion rate by silver hake (*Merluccius bilinearis*) from the south coast of Newfoundland, Canada. *Mar Pollut Bull*. 131:267-275.
- Liboiron M, Melvin J, Richard N, Saturno J, Ammendolia J, Liboiron F, Charron L, Mather C. 2019. Low incidence of plastic ingestion among three fish species significant for human consumption on the island of Newfoundland, Canada. *Mar Pollut Bull*. 141:244-248.
- Liebezeit G, Liebezeit E. 2013. Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*. 30(12):2136-2140.
- Liebezeit G, Liebezeit E. 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*. 31(9):1574-1578.
- Liebezeit G, Liebezeit E. 2015. Origin of Synthetic Particles in Honeys. *Pol J Food Nutr Sci*. 65(2):143-147.
- Lithner D, Larsson A, Dave G. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci Total Environ*. 409:3309-3324.
- Liu C, Li J, Zhang Y, Wang L, Deng J, Gao Y, Yu L, Zhang J, Sun H. 2019. Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environ Int*. 128:116-124.
- Liu K, Wang X, Fang T, Xu P, Zhu L, Li D. 2019a. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Sci Total Environ*. 675:462-471.
- Liu K, Wang X, Wei N, Song Z, Li D. 2019b. Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environ Int*. 132:105127.
- Liu K, Wu T, Wang X, Song Z, Zong C, Wei N, Li D. 2019c. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere. *Environ Sci Technol*. 53(18):10612-10619
- Liu M, Lu S, Song Y, Lei L, Hu J, Lv W, Zhou W, Cao C, Shi H, Yang X, He D. 2018. Microplastic and mesoplastics pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environ Pollut*. 242:855-862.
- Liu S, Gunawan C, Barraud N, Rice SA, Harry EJ, Amal R. 2016. Understanding, monitoring, and controlling biofilm growth in drinking water distribution systems. *Environ Sci Technol*. 50(17):8954-8976.

- Liu X, Xu J, Zhao Y, Shi H, Huang C-H. 2019. Hydrophobic sorption behaviors of 17β -Estradiol on environmental microplastics. *Chemosphere*. 226:726-735.
- Liu Z, Yu P, Cai M, Wu D, Zhang M, Chen M, Zhao Y. 2019. Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile *Eriocheir sinensis*. *Sci Total Environ*. 685:836-846.
- Lo HKA, Chan KYK. 2018. Negative effects of microplastic exposure on growth and development of *Crepidula onyx*. *Environ Pollut*. 233:588-595.
- Long M, Moriceau B, Gallinari M, Lambert C, Huvet A, Raffray J, Soudant P. 2015. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. *Mar Chem*. 175:39-46.
- Lu L, Wan Z, Luo T, Fu Z, Jin Y. 2018. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Sci Total Environ*. 631-632:449-458.
- Lu Y, Zhang Y, Deng Y, Jiang W, Zhao Y, Geng J, Ding L, Ren H. 2016. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environ Sci Technol*. 50(7):4054-4060.
- Luo T, Wang C, Pan Z, Jin C, Fu Z, Jin Y. 2019a. Maternal polystyrene microplastic exposure during gestation and lactation altered metabolic homeostasis in the dams and their F1 and F2 offspring. *Environ Sci Technol*. 53(18):10978-10992.
- Luo T, Zhang Y, Wang C, Wang X, Zhou J, Shen M, Zhao Y, Fu Z, Jin Y. 2019b. Maternal exposure to different sizes of polystyrene microplastics during gestation causes metabolic disorders in their offspring. *Environ Pollut*. 255(Pt 1):113122.
- Luo H, Zhao Y, Li Y, Xiang Y, He D, Pan X. 2020. Aging of microplastics affects their surface properties, thermal decomposition, additives leaching and interactions in simulated fluids. *Sci Total Environ*. 714:136862.
- Lusher AL, McHugh M, Thompson RC. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar Pollut Bull*. 67(1-2):94-99.
- Lusher AL, Hernandez-Milian G, O'Brien J, Berrow S, O'Connor I, Officer R. 2015b. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environ Pollut*. 199:185-191.
- Lusher AL, Tirelli V, O'Connor I, Officer R. 2015a. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci Rep*. 5:14947.
- Lusher AL, Welden NA, Sobral P, Cole M. 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Anal Methods*. 9:1346-1360.
- Ma B, Xue W, Ding Y, Hu C, Liu H, Qu J. 2018. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *J Environ Sci*. 78:267-275.

- Ma J, Zhao J, Zhu Z, Li L, Yu F. 2019. Effect of microplastic size on the adsorption behavior and mechanism of triclosan on polyvinyl chloride. *Environ Pollut.* 254(Pt B):113104.
- Ma-Hock L, Landsiedel R, Wiench K, Geiger D, Strauss V, Gröters S, van Ravenzwaay B, Gerst M, Wohlleben W, Scherer G. 2012. Short-term rat inhalation study with aerosols of acrylic ester-based polymer dispersions containing a fraction of nanoparticles. *Int J Toxicol.* 31(1):46-57.
- Maaß S, Daphi D, Lehmann A, Rillig MC. 2017. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environ Pollut.* 225:456-459.
- Macali A, Semenov A, Venuti V, Crupi V, D'Amico F, Rossi B, Corsi I, Bergami E. 2018. Episodic records of jellyfish ingestion of plastic items reveal a novel pathway for trophic transference of marine litter. *Sci Rep.* 8(1):6105.
- Maes T, Jessop R, Wellner N, Haupt K, Mayes AG. 2017. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Sci Rep.* 7:44501.
- Magara G, Elia AC, Syberg K, Khan FR. 2018. Single contaminant and combined exposures of polyethylene microplastics and fluoranthene: accumulation and oxidative stress response in the blue mussel, *Mytilus edulis*. *J Toxicol Environ Health A.* 81(16):761-773.
- Magnusson K, Norén F. 2014. [Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant](#) [PDF]. Stockholm (SE): IVL Swedish Environmental Research Institute. [consulté le 29 mai 2019]. (disponible en anglais seulement)
- Magnusson K, Eliasson K, Fråne A, Haikonen K, Hultén J, Olshammar M, Stadmark J, Voisin A. 2016. Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. A review of existing data. IVL - Swedish Environmental Research Institute. Mahler GJ, Esch MB, Tako E, Southard TL, Archer SD, Glahn RP, Shuler ML. 2012. Oral exposure to polystyrene nanoparticles affects iron absorption. *Nat Nanotechnol.* 7(4):264-271.
- Mahon AM, O'Connell B, Healy MG, O'Connor I, Officer R, Nas R, Morrison L. 2017. Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environ Sci Technol.* 51(2):810-818.
- Malafaia G, de Souza AM, Pereira AC, Gonçalves S, da Costa Araújo AP, Ribeiro RX, Rocha TL. 2020. Developmental toxicity in zebrafish exposed to polyethylene microplastics under static and semi-static aquatic systems. *Sci Total Environ.* 700:134867.
- Mani T, Hauk A, Walter U, Burkhardt-Holm P. 2015. Microplastics profile along the Rhine River. *Sci Rep.* 5:17988.
- Mao Y, Ai H, Chen Y, Zhang Z, Zeng P, Kang L, Li W, Gu W, He Q, Li H. 2018. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: Perspective from an entire growth period. *Chemosphere.* 208:59-68.

Martins A, Guilhermino L. 2018. Transgenerational effects and recovery of microplastics exposure in model populations of the freshwater cladoceran *Daphnia magna* Straus. *Sci Total Environ.* 631-632:421-428.

Mason SA, Kammin L, Eriksen M, Aleid G, Wilson S, Box C, Williamson N, Riley A. 2016. Pelagic plastic pollution within surface waters of Lake Michigan, USA. *J Great Lakes Res.* 42:753-759.

Mason SA, Welch VG, Neratko J. 2018. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Front Chem.* 6:407.

Mason SA, Daily J, Aleid G, Ricotta R, Smith M, Donnelly K, Knauff R, Edwards W, Hoffman MJ. 2020. High levels of pelagic plastic pollution within the surface waters of Lakes Erie and Ontario. *J Great Lakes Res.* 46(2):277-288.

Mateos-Cárdenas A, Scott DT, Seitmaganbetova G, van Pelt FNAM, O'Halloran J, Jansen MAK. 2019. Polyethylene microplastics adhere to *Lemna minor* (L.), yet have no effects on plant growth or feeding by *Gammarus duebeni* (Lillj.). *Sci Total Environ.* 689:413-421.

Mathalon A, Hill P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Mar Pollut Bull.* 81(1):69-79.

Mato Y, Isobe T, Takada H, Kanehiro H, Ohtake C, Kaminuma T. 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ Sci Technol.* 35:318-324.

Mazurais D, Ernande B, Quazuguel P, Severe A, Huelvan C, Madec L, Mouchel O, Soudant P, Robbens J, Huvet A, et al. 2015. Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Mar Environ Res.* 112:78-85.

McCormick AR, Hoellein TJ, Mason SA, Schluep J, Kelly JJ. 2014. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environ Sci Technol.* 48(20):11863-11871.

McCormick AR, Hoellein TJ, London MG, Hittie J, Scott JW, Kelly JJ. 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere.* 7(11):e01556.

McWilliams M, Liboiron M, Wiersma Y. 2018. Rocky shoreline protocols miss microplastics in marine debris surveys (Fogo Island, Newfoundland and Labrador). *Mar Pollut Bull.* 129:480-486.

Menezes R, da Cunha-Neto MA, de Mesquita GC, da Silva GB. 2019. Ingestion of macroplastic debris by the common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the Western Equatorial Atlantic. *Mar Pollut Bull.* 141:161-163.

Menicagli V, Balestri E, Lardicci C. 2019a. Exposure of coastal dune vegetation to plastic bag leachates: A neglected impact of plastic litter. *Sci Total Environ.* 683:737-748.

Menicagli V, Balestri E, Vallerini F, Castelli A, Lardicci C. 2019b. Adverse effects of non-biodegradable and compostable plastic bags on the establishment of coastal dune vegetation: First experimental evidences. *Environ Pollut.* 252(Pt 2):188-195.

Merski JA, Johnson WD, Muzzio M, Lyang NL, Gaworski CL. 2008. Oral toxicity and bacterial mutagenicity studies with a spunbond polyethylene and polyethylene terephthalate polymer fabric. *Int J Toxicol.* 27(5):387-395.

Mikoczy Z, Welinder H, Tinnerberg H, Hagmar L. 2004. Cancer incidence and mortality of isocyanate exposed workers from the Swedish polyurethane foam industry: updated findings 1959-98. *Occup Environ Med.* 61(5):432-437.

Mintenig SM, Loder MGJ, Primpke S, Gerdts G. 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Sci Total Environ.* 648:631-635. Mohamed Nor NH, Koelmans AA. 2019. Transfer of PCBs from microplastic under simulated gut fluid conditions is biphasic and reversible. *Environ Sci Technol.* 53(4):1874-1883.

Mohsen M, Zhang L, Sun L, Lin C, Wang Q, Yang H. 2020. Microplastic fibers transfer from the water to the internal fluid of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Environ Pollut.* 257:113606.

Moore RC, Loseto L, Noel M, Etemadifar A, Brewster JD, MacPhee S, Bendell L, Ross PS. 2020a. Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Eastern Beaufort Sea. *Mar Pollut Bull.* 150:110723.

Moore RE, Millar BC, Moore JE. 2020b. Antimicrobial resistance (AMR) and marine plastics: Can food packaging litter act as a dispersal mechanism for AMR in oceanic environments? *Mar Pollut Bull.* 150:110702.

Mouchi V, Chapron L, Peru E, Pruski AM, Meistertzheim A-L, Vétion G, Galand PE, Lartaud F. 2019. Long-term aquaria study suggests species-specific responses of two cold-water corals to macro-and microplastics exposure. *Environ Pollut.* 253:322-329.

Mühlschlegel P, Hauk A, Walter U, Sieber R. 2017. Lack of evidence for microplastic contamination in honey. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 34(11):1982-1989.

Munier B, Bendell LI. 2018. Macro and micro plastics sorb and desorb metals and act as a point source of trace metals to coastal ecosystems. *PLoS One.* 13(2):e0191759.

Muncke J. 2011. Endocrine disrupting chemicals and other substances of concern in food contact materials: an updated review of exposure, effect and risk assessment. *J Steroid Biochem Mol Biol.* 127(1-2):118-127. [cité dansGalloway 2015].

Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B. 2016. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environ Sci Technol.* 50(11):5800-5808.

- Murphy F, Russell M, Ewins C, Quinn B. 2017. The uptake of macroplastic & microplastic by demersal & pelagic fish in the Northeast Atlantic around Scotland. *Mar Pollut Bull.* 122(1-2):353-359.
- Murray F, Cowie PR. 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Mar Pollut Bull.* 62(6):1207-1217.
- Naik RK, Naik MM, D'Costa PM, Shaikh F. 2019. Microplastics in ballast water as an emerging source and vector for harmful chemicals, antibiotics, metals, bacterial pathogens and HAB species: A potential risk to the marine environment and human health. *Mar Pollut Bull.* 149:110525.
- Naji A, Nuri M, Vethaak AD. 2018. Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. *Environ Pollut.* 235:113-120.
- Napper IE, Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Mar Pollut Bull.* 99:178-85.
- Napper IE, Thompson RC. 2019. Environmental deterioration of biodegradable, oxo-biodegradable, compostable, and conventional plastic carrier bags in the sea, soil, and open-air over a 3-year period. *Environ Sci Technol.* 53(9):4775-4783.
- Ng EL, Huerta Lwanga E, Eldridge SM, Johnston P, Hu HW, Geissen V, Chen D. 2018. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Sci Total Environ.* 627:1377-1388.
- Nguyen B, Claveau-Mallet D, Hernandez LM, Xu EG, Farner JM, Tufenkji N. 2019. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. *Acc Chem Res.* 52:858-866.
- Noble WC, Lidwell OM, Kingston D. 1963. The size distribution of airborne particles carrying micro-organisms. *J Hyg.* 61(4):385-391. [cité dansPrata 2018].
- Nizzetto L, Futter M, Langaas S. 2016. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environ Sci Technol.* 50:10777-10779.
- Novotna K, Cermakova L, Pivokonska L, Cajthaml T, Pivokonsky M. 2019. Microplastics in drinking water treatment- Current knowledge and research needs. *Sci Total Environ.* 667:730-740.
- Obbard RW, Sadri S, Wong YQ, Khitun AA, Baker I, Thompson RC. 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future.* 2(6):315-320. [cité dansPAME 2019].
- Oberbeckmann S, Osborn AM, Duhaime MB. 2016. Microbes on a bottle: Substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris. *PLoS One.* 11(8):e0159289.
- Oberbeckmann S, Kreikemeyer B, Labrenz M. 2018. Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics. *Front Microbiol.* 8:2709.
- Oberbeckmann S, Labrenz M. 2020. Marine microbial assemblages on microplastics: Diversity, adaptation, and role in degradation. *Ann Rev Mar Sci.* 12:209-232.

Oberdörster G, Sharp Z, Atudorei V, Gelein EA, Kreyling W, Cox C. 2004. Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. *Inhal Toxicol.* 16(6-7):437-445.

Oßmann BE, Sarau G, Holtmannspötter H, Pischetsrieder M, Christiansen SH, Dicke W. 2018. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Res.* 141:307-316.

Ogonowski M, Motiei A, Ininbergs K, Hell E, Gerdes Z, Udekwu KI, Bacsik Z, Gorokhova E. 2018a. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics. *Environ Microbiol.* 20(8):2796-2808.

Ogonowski M, Gerdes Z, Gorokhova E. 2018b. What we know and what we think we know about microplastic effects – A critical perspective. *Curr Opin Environ Sci Health.* 1:41-46.

O'Hara PD, Avery-Gomm S, Wood J, Bowes V, Wilson L, Morgan KH, Boyd WS, Hipfner JM, Desforges JP, Bertram DF, et al. 2019. Seasonal variability in vulnerability for Cassin's auklets (*Ptychoramphus aleuticus*) exposed to microplastic pollution in the Canadian Pacific region. *Sci Total Environ.* 649:50-60.

Ohtake Y, Kobayashi T, Asabe H, Murakami N. 1995. Biodegradation of low-density polyethylene, polystyrene, polyvinyl chloride, and urea formaldehyde resin buried under soil for over 32 years. *J Appl Polym Sci.* 56:1789-1796.

Ohtake Y, Kobayashi T, Asabe H, Murakami N, Ono K. 1996. Oxidative degradation and molecular weight change of LDPE buried under bioactive soil for 32-37 years. *J Appl Polym Sci.* 70:1643-1659.

[OMS] Organisation mondiale de la santé. 2019. Microplastics in drinking-water. Geneva (CH): OMS. 101 p.

Özdilek HG, Yalçın-Özdilek Ş, Ozaner FS, Sönmez B. 2006. Impact of accumulated beach litter on *Chelonia mydas* L. 1758 (Green Turtle) hatchlings of the Samandağ coast, Hatay, Turkey. *Fresenius Environ Bull.* 15(2):95-103.

Pacheco A, Martins A, Guilhermino L. 2018. Toxicological interactions induced by chronic exposure to gold nanoparticles and microplastics mixtures in *Daphnia magna*. *Sci Total Environ.* 628-629:474-483.

Page B, McKenzie J, McIntosh R, Baylis A, Morrissey A, Calvert N, Haase T, Berris M, Dowie D, Shaughnessy PD, et al. 2004. Entanglement of Australian sea lions and New Zealand fur seals in lost fishing gear and other marine debris before and after Government and industry attempts to reduce the problem. *Mar Pollut Bull.* 49(1-2):33-42.

[PAME] Protection of the Arctic Marine Environment. 2019. Desktop Study on Marine Litter including Microplastics in the Arctic. Akureyri (IS): PAME. 114 p.

Pan Z, Guo H, Chen H, Wang S, Sun X, Zou Q, Zhang Y, Lin H, Cai S, Huang J. 2019. Microplastics in the Northwestern Pacific: abundance, distribution, and characteristics. *Sci Total Environ.* 650:1913-1922

Panko JM, Chu J, Kreider ML, Unice KM. 2013. Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. *Atmos Environ.* 72:192-199.

Panko JM, Hitchcock KM, Fuller GW, Green D. 2019. Evaluation of tire wear contribution to PM2.5 in urban environments. *Atmosphere.* 10(2):99.

Panno SV, Kelly WR, Scott J, Zheng W, McNeish RE, Holm N, Hoellein TJ, Baranski EL. 2019. Microplastic contamination in karst groundwater systems. *Groundwater.* 57:189-196.

Park E-J, Han J-S, Park E-J, Seong E, Lee G-H, Kim D-W, Son H-Y, Han H-Y, Lee B-S. 2020. Repeated-oral dose toxicity of polyethylene microplastics and the possible implications on reproduction and development of the next generation. *Toxicol Lett.* 324:75-85.

Patterson J, Jeyasanta KI, Sathish N, Booth Am, Edward JKP. 2019. Profiling microplastics in the Indian edible oyster, *Magallana bilineata* collected from the Tuticorin coast, Gulf of Mannar, Southeastern India. *Sci Total Environ.* 691:727-735

Pauly JL, Stegmeier SJ, Allaart HA, Cheney RT, Zhang PJ, Mayer AG, Streck RJ. 1998. Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev.* 7(5):419-428.

Pedà C, Caccamo L, Fossi MC, Gai F, Andaloro F, Genovese L, Perdichizzi A, Romeo T, Maricchiolo G. 2016. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results. *Environ Pollut.* 212:251-256.

Peeken I, Primpke S, Beyer B, Gutermann J, Katlein C, Krumpen T, Bergmann M, Hehemann L, Gerdts G. 2018. Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nat Commun.* 9(1):1505.

Peixoto D, Pinheiro C, Amorim J, Oliva-Teles L, Guilhermino L, Vieira MN. 2019. Microplastic pollution in commercial salt for human consumption: A review. *Estuar Coast Shelf Sci.* 219:161-168.

Pellet Watch. 2019. [Global monitoring of POPs using beached plastic resin pellets](#). Tokyo: Laboratory of Organic Geochemistry, Tokyo University of Agriculture and Technology. [consulté le 26 juin 2019]. [cité dansOMS 2019]. (disponible en anglais seulement)

Peng G, Xu P, Zhu B, Bai M, Li D. 2018. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: case study of risk assessment in mega-cities. *Environ Pollut.* 234:448-456.

Peng J, Wang J, Cai L. 2017. Current understanding of microplastics in the environment: Occurrence, fate, risks, and what we should do. *Integr Environ Assess Manag.* 13(3):476-482.

Piarulli S, Scapinello S, Comandini P, Magnusson K, Granberg M, Wong JXW, Scututto G, Prati S, Mazzeo R, Booth AM, et al. 2019. Microplastic in wild populations of the omnivorous crab *Carcinus aestuarii*: A review and a regional-scale test of extraction methods, including microfibres. *Environ Pollut.* 251:117-127.

- Piehl S, Leibner A, Löder MGJ, Dris R, Bogner C, Laforsch C. 2018. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Sci Rep.* 8(1):17950.
- Pieper C, Ventura MA, Martins A, Cunha RT. 2015. Beach debris in the Azores (NE Atlantic): Faial Island as a first case study. *Mar Pollut Bull.* 101:575-582.
- Pierce KE, Harris RJ, Larned LS, Pokras MA. 2004. Obstruction and starvation associated with plastic ingestion in a Northern Gannet *Morus bassanus* and a Greater Shearwater *Puffinus gravis*. *Mar Ornithol.* 32(2):187-189.
- Pigott GH, Ishmael J. 1979. A comparison between *in vitro* toxicity of PVC powders and their tissue reaction *in vivo*. *Ann Occup Hyg.* 22(2):111-126.
- Pikuda O, Genbo Xu, E, Berk D, Tufenkji N. 2019. Toxicity assessments of micro- and nanoplastics can be confounded by preservatives in commercial formulations. *Environ Sci Technol Lett.* 6(1):21-25.
- Pimentel JC, Avila R, Lourenço AG. 1975. Respiratory disease caused by synthetic fibres: a new occupational disease. *Thorax.* 30(2):204-219.
- Pinkerton LE, Yiin JH, Daniels RD, Fent KW. 2016. Mortality among workers exposed to toluene diisocyanate in the US polyurethane foam industry: update and exposure-response analyses. *Am J Ind Med.* 59(8):630-643.
- Pivokonsky M, Cermakova L, Novotna K, Peer P, Cajthaml T, Janda V. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Sci Total Environ.* 643:1644-1651.
- Plot V, Georges JY. 2010. Plastic debris in a nesting leatherback turtle in French Guiana. *Chelonian Conserv Bi.* 9(2):267-270.
- Poon FE, Provencher JF, Mallory ML, Braune BM, Smith PA. 2017. Levels of ingested debris vary across species in Canadian Arctic seabirds. *Mar Pollut Bull.* 116(1-2):517-520.
- Porter DW, Castranova V, Robinson VA, Hubbs AF, Mercer RR, Scabilloni J, Goldsmith T, Schwegler-Berry D, Battelli L, Washko R, et al. 1999. Acute inflammatory reaction in rats after intratracheal instillation of material collected from a nylon flocking plant. *J Toxicol Environ Health Part A.* 57(1):24-45.
- Poulain M, Mercier MJ, Brach L, Martignac M, Routaboul C, Perez E, Desjean MC, Halle A. 2019. Small microplastics as a main contributor to plastic mass balance in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Environ Sci Technol.* 53(3):1157-1164.
- Prata JC. 2018. Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environ Pollut.* 234:115-126.
- Prata JC, Reis V, Matos JTV, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2019. A new approach for routine quantification of microplastics using Nile Red and automated software (MP-VAT). *Sci Total Environ.* 690:1277-1283.

Prest EI, Hammes F, van Loosdrecht MCM, Vrouwenvelder JS. 2016. Biological stability of drinking water: Controlling factors, methods, and challenges. *Front Microbiol.* 7:45.

Provencher JF, Bond AL, Avery-Gomm S, Borrelle SB, Bravo Rebolledo EL, Hammer S, Kühn S, Lavers JL, Mallory ML, Trevail A, et al. 2017. Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Anal Methods.* 9(9):1454-1469.

Provencher JF, Ammendolia J, Rochman CM, Mallory ML. 2018b. Assessing plastic debris in aquatic food webs: what we know and don't know about uptake and trophic transfer. *Environ Rev.* p. 1-14.

Provencher JF, Avery-Gomm S, Liboiron M, Braune BM, Macauley JB, Mallory ML, Letcher RJ. 2018c. Are ingested plastics a vector of PCB contamination in northern fulmars from coastal Newfoundland and Labrador? *Environ Res.* 167:184-190.

Provencher JF, Vermaire JC, Avery-Gomm S, Braune BM, Mallory ML. 2018a. Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Sci Total Environ.* 644:1477-1484.

Provencher JP, Borrelle SB, Bond AL, Lavers JL, van Franeker JA, Kühn S, Hammer S, Avery-Gomm S, Mallory ML. 2019. Recommended best practices for plastic and litter ingestion studies in marine birds: collection, processing, and reporting. *Facets (Ottawa).* 4:111-130.

Qi Y, Yang X, Pelaez AM, Huerta Lwanga E, Beriot N, Gertsen H, Garbeva P, Geissen V. 2018. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Sci Total Environ.* 645:1048-1056.

Qiang L, Cheng J. 2019. Exposure to microplastics decreases swimming competence in larval zebrafish (*Danio rerio*). *Ecotoxicol Environ Saf.* 176:226-233.

Qiao R, Sheng C, Lu Y, Zhang Y, Ren H, Lemos B. 2019a. Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. *Sci Total Environ.* 662:246-253.

Qiao R, Deng Y, Zhang S, Wolosker MB, Zhu Q, Ren H, Zhang Y. 2019b. Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish. *Chemosphere.* 236:124334.

Rafiee M, Dargahi L, Eslami A, Beirami E, Jahangiri-Rad M, Sabour S, Amereh F. 2018. Neurobehavioral assessment of rats exposed to pristine polystyrene nanoplastics upon oral exposure. *Chemosphere.* 193:745-753.

Raju S, Carbery M, Kuttykattil A, Senathirajah K, Subashchandrabose SR, Evans G, Thavamani P. 2018. Transport and fate of microplastics in wastewater treatment plants: implications to environmental health. *Rev Environ Sci Biotechnol.* 17(4):637-653.

Rauert C, Harrad S, Suzuki G, Takigami H, Uchida N, Takata K. 2014. Test chamber and forensic microscopy investigation of the transfer of brominated flame retardants into indoor dust via abrasion of source materials. *Sci Total Environ.* 493:639-648.

Re V. 2019. Shedding light on the invisible: addressing the potential for groundwater contamination by plastic microfibers. *Hydrogeol J.* 1-9.

Redondo-Hasselerharm PE, Falahudin D, Peeters ETHM, Koelmans AA. 2018. Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environ Sci Technol.* 52(4):2278-2286.

Rehse S, Kloas W, Zarfl C. 2016. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. *Chemosphere.* 153:91-99.

Ren X, Tang J, Liu X, Liu Q. 2020. Effects of microplastics on greenhouse gas emissions and the microbial community in fertilized soil. *Environ Pollut.* 256:113347.

Renzi M, Blašković A. 2018. Litter & microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands. *Mar Pollut Bull.* 135:62-68.

Renzi M, Guerranti C, Blašković A. 2018. Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Mar Pollut Bull Part A.* 131:248-251.

Renzi M, Čižmek H, Blašković A. 2019a. Marine litter in sediments related to ecological features in impacted sites and marine protected areas (Croatia). *Mar Pollut Bull.* 138:25-29.

Renzi M, Grazioli E, Blašković A. 2019b. Effects of different microplastic types and surfactant-microplastic mixtures under fasting and feeding conditions: A case study on *Daphnia magna*. *Bull Environ Contam Toxicol.* 103(3):367-373.

Renzi M, Blašković A, Broccoli A, Bernardi G, Grazioli E, Russo G. 2020. Chemical composition of microplastic in sediments and protected detritivores from different marine habitats (Salina Island). *Mar Pollut Bull.* 152:110918.

Rezania S, Park J, Md Din MF, Mat Taib S, Talaiekhozani A, Kumar Yadav K, Kamyab H. 2018. Microplastic pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Mar Pollut Bull.* 133:191-208.

Richard H, Carpenter EJ, Komada T, Palmer PT, Rochman CM. 2019. Biofilm facilitates metal accumulation onto microplastics in estuarine waters. *Sci Total Environ.* 683:600-608.

Rillig MC. 2012. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environ Sci Technol.* 46(12):6453-6454.

Rillig MC, Ziersch L, Hempel S. 2017. Microplastic transport in soil by earthworms. *Sci Rep.* 7:1362.

Rist S, Hartmann NB. 2018. Aquatic ecotoxicity of microplastics and nanoplastics: Lessons learned from engineered nanomaterials. Dans: Wagner M, Lambert S. éditeurs. Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants? Cham (CH): Springer. p. 25-49.

Rist S, Baun A, Almeda R, Hartmann NB. 2019. Ingestion and effects of micro- and nanoplastics in blue mussel (*Mytilus edulis*) larvae. *Mar Pollut Bull.* 140:423-430.

Rochman CM. 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. IDans: Bergmann M, Gutow L, Klages M, éditeurs. Marine anthropogenic litter. Cham (CH): Springer. p. 117-140.

Rochman CM, Hoh E, Kurobe T, Teh SJ. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci Rep.* 3:3263.

Rochman CM, Kurobe T, Flores I, Teh SJ. 2014. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Sci Total Environ.* 493:656-661.

Rochman CM, Tahir A, Williams SL, Baxa DV, Lam R, Miller JT, Teh FC, Werorilangi S, Teh SJ. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci Rep.* 5:14340.

Rochman CM, Browne MA, Underwood AJ, van Franeker JA, Thompson RC, Amaral-Zettler LA. 2016. The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology.* 97(2):302-312.

Rochman CM, Brookson C, Bikker J, Djuric N, Earn A, Bucci K, Athey S, Huntington A, McIlwraith H, Munno K, et al. 2019. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environ Toxicol Chem.* 38(4):703-711.

Rosato A, Barone M, Negroni A, Brigidi P, Fava F, Xu P, Candela M, Zanaroli G. 2020. Microbial colonization of different microplastic types and biotransformation of sorbed PCBs by a marine anaerobic bacterial community. *Sci Total Environ.* 705:135790.

Royer SJ, Ferrón S, Wilson ST, Karl DM. 2018. Production of methane and ethylene from plastic in the environment. *PLoS One.* 13(8):e0200574.

Rummel CD, Löder MG, Fricke NF, Lang T, Griebeler EM, Janke M, Gerdts G. 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar Pollut Bull.* 102(1):134-41.

Rummel CD, Jahnke A, Gorokhova E, Kühnel D, Schmitt-Jansen M. 2017. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environ Sci Technol Lett.* 4:258-267.

Ryan PG. 2018. Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Mar Pollut Bull.* 135:159-164.

Ryan PG, Perold V, Osborne A, Moloney CL. 2018. Consistent patterns of debris on South African beaches indicate that industrial pellets and other mesoplastic items mostly derive from local sources. *Environ Pollut.* 238:1008-1016.

Sadler DE, Brunner FS, Plaistow SJ. 2019. Temperature and clone-dependent effects of microplastics on immunity and life history in *Daphnia magna*. *Environ Pollut.* 255:113178.

[SAPEA] Science Advice for Policy by European Academies. 2019. A scientific perspective on microplastics in nature and society. Evidence Review Report No. 4. Berlin (DE): SAPEA. 173 p.

Scherer C, Brennholt N, Reifferscheid G, Wagner M. 2017. Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. *Sci Rep.* 7:17006.

Scherer C, Weber A, Lambert S, Wagner M. 2018. Interactions of microplastics with freshwater biota. Dans: Wagner M, Lambert S, éditeurs. 2018. Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants? The Handbook of Environmental Chemistry vol 58. Cham (CH): Springer. p. 153-180.

Schettini E, Stefani L, Vox G. 2014. Interaction between agrochemical contaminants and UV stabilizers for greenhouse EVA plastic films. *Appl Eng Agric.* 30(2):229-239.

Scheurer M, Bigalke M. 2018. Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environ Sci Technol.* 52(6):3591-3598.

Schneider T, Burdett G, Martinon L, Brochard P, Guillemin M, Teichert U, Draeger U. 1996. Ubiquitous fiber exposure in selected sampling sites in Europe. *Scand J Work Environ Health.* 22(4):274-284.

Schrank I, Trotter B, Dummert J, Schölz-Bottcher BM, Löder MJG, Laforsch C. 2019. Effects of microplastic particles and leaching additive on the life history and morphology of *Daphnia magna*. *Environ Pollut.* 255:113233.

Schür C, Rist S, Baun A, Mayer P, Hartmann NB, Wagner M. 2019. When fluorescence is not a particle: The tissue translocation of microplastics in *Daphnia magna* seems an artifact. *Environ Toxicol Chem.* 38(7):1495-1503.

Schuylar Q, Hardesty BD, Wilcox C, Townsend K. 2014. Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conserv Biol.* 28(1):129-139.

Schwabl P, Koppel S, Konigshofer P, Bucsics T, Trauner M, Reiberger T, Liebmann B. 2019. Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. *Ann Intern Med.* 171(7):453-457.

Schymanski D, Goldbeck C, Humpf HU, Fürst P. 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Res.* 129:154-162.

Seiler C, Berendonk TU. 2012. Heavy metal driven co-selection of antibiotic resistance in soil and water bodies impacted by agriculture and aquaculture. *Front Microbiol.* 3:399.

Selke S, Auras R, Nguyen TA, Castro Aguirre E, Cheruvathur R, Liu Y. 2015. Evaluation of biodegradation-promoting additives for plastics. *Environ Sci Technol.* 49(6):3769-3777.

Selonen S, Dolar A, Kokalj AJ, Skalar T, Dolcet LP, Hurley R, van Gestel CAM. 2020. Exploring the impacts of plastics in soil - The effects of polyester textile fibers on soil invertebrates. *Sci Total Environ.* 700:134451.

Seth CK, Shriwastav A. 2018. Contamination of Indian sea salts with microplastics and a potential prevention strategy. *Environ Sci Pollut Res Int.* 25(30):30122-30131.

Sieber R, Kawecki D, Nowack B. 2020. Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. *Environ Pollut.* 258:113573.

Silva CJM, Silva ALP, Gravato C, Pestana JLT. 2019. Ingestion of small-sized and irregularly shaped polyethylene microplastics affect *Chironomus riparius* life-history traits. *Sci Total Environ.* 672:862-868.

Sjollema SB, Redondo-Hasselerharm P, Leslie HA, Kraak MHS, Vethaak AD. 2016. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquat Toxicol.* 170:259-261.

Slootmaekers B, Catarci Carteny C, Belpaire C, Saverwyns S, Fremout W, Blust R, Bervoets L. 2019. Microplastic contamination in gudgeons (*Gobio gobio*) from Flemish rivers (BE). *Environ Pollut.* 244:675-684.

Sobhani Z, Lei Y, Tang Y, Wu L, Zhang X, Naidu R, Megharaj M, Fang C. 2020. Microplastics generated when opening plastic packaging. *Sci Rep.* 10(1):4841.

Song Y, Cao C, Qiu R, Hu J, Liu M, Lu S, Shi H, Raley-Susman KM, He D. 2019. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure. *Environ Pollut.* 250:447-455.

Sorahan T, Pope D. 1993. Mortality and cancer morbidity of production workers in the United Kingdom flexible polyurethane foam industry. *Br J Ind Med.* 50(6):528-536.

Sørensen L, Rogers E, Altin D, Salaberria I, Booth AM. 2020. Sorption of PAHs to microplastic and their bioavailability and toxicity to marine copepods under co-exposure conditions. *Environ Pollut.* 258:113844.

Sperling LH. 2006. Introduction to physical polymer science. 4th ed. Hoboken (NJ): John Wiley & Sons, Inc. 845 p.

Stalder T, Top E. 2016. Plasmid transfer in biofilms: A perspective on limitations and opportunities. *NPJ Biofilms Microbiomes.* 2:16022.

Stamper MA, Spicer CW, Neiffer DL, Mathews KS, Fleming GJ. 2009. Morbidity in a juvenile green sea turtle (*Chelonia mydas*) due to ocean-borne plastic. *J Zoo Wildl Med.* 40(1):196-198.

Stemmer KL, Bingham E, Barkley W. 1975. Pulmonary response to polyurethane dust. *Environ Health Perspect.* 11:109-113.

Stock V, Böhmert L, Lisicki E, Block R, Cara-Carmona J, Pack LK, Selb R, Lichtenstein D, Voss L, Henderson CJ, et al. 2019. Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles in vitro and in vivo. *Arch Toxicol.* 93(7):1817-1833.

Stock V, Fahrenson C, Thuenemann A, Dönmez MH, Voss L, Böhmert L, Braeuning A, Lampen A, Sieg H. 2020. Impact of artificial digestion on the sizes and shapes of microplastic particles. *Food Chem Toxicol.* 135:111010.

Strand J, Feld L, Murphy F, Mackevica A, Hartmann NB. 2018. Analysis of Microplastic Particles in Danish Drinking Water. Aarhus (DK): Aarhus University, Danish Centre for Environment and Energy (DCE). 34 p. Rapport No. 291.

Su L, Cai H, Kolandhasamy P, Wu C, Rochman CM, Shi H. 2018. Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. *Environ Pollut.* 234:347-355.

Sun J, Dai X, Wang Q, van Loosdrecht MCM, Ni BJ. 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Res.* 152:21-37.

Sundet JH, Herzke D, Jenssen M. 2016. Forekomst og kilder i mikroplastikk i sediment, og konsekvenser for bunnlevende fisk og evertebrater på Svalbard. Dans: Miljøvernfon S, editor. Sluttrapport. Sysselmannen, Norway, p. 1-13. [cité dans Hallanger et Gabrielsen 2018].

Sundt P, Shulze PE, Syversen F. 2014. [Sources of microplastic pollution to the marine environment](#) [PDF]. Trondheim (NO): Norwegian Environment Agency. [consulté le 5 juillet 2019]. RapportNo. M-321|2015. 86 p. (disponible en anglais seulement)

Suhrhoff TJ, Scholz-Böttcher BM. 2016. Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics—a lab experiment. *Mar Pollut Bull.* 102:84-94. [cité dans OMS 2019].

Sussarellu R, Suquet M, Thomas Y, Lambert C, Fabioux C, Pernet MEJ, Le Goïc N, Quillien V, Mingant C, Epelboin Y, et al. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 113(9):2430-2435.

Talvitie J, Mikola A, Koistinen A, Setälä O. 2017. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Res.* 123:401-407.

Tanaka K, Takada H, Yamashita R, Mizukawa K, Fukuwaka M, Watanuki Y. 2013. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar Pollut Bull.* 69:219-222.

Tang BL. 2017. Commentary: Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Front Environ Sci.* 5:63.

Tang J, Wang X, Yin J, Han Y, Yang J, Lu X, Xie T, Akbar S, Lyu K, Yang Z. 2019. Molecular characterization of thioredoxin reductase in waterflea *Daphnia magna* and its expression regulation by polystyrene microplastics. *Aquat Toxicol.* 208:90-97.

Thyssen J, Kimmerle G, Dickhaus S, Emminger E, Mohr U. 1978. Inhalation studies with polyurethane foam dust in relation to respiratory tract carcinogenesis. *J Environ Pathol Toxicol.* 1(4):501-508.

Toussaint B, Raffael B, Angers-Loustau A, Gilliland D, Kestens V, Petrillo M, Rio-Echevarria IM, Van den Eede G. 2019. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 36(5):639-673.

Trestrail C, Walpitagama M, Hedges C, Truskewycz A, Miranda A, Wlodkowic D, Shimeta J, Nugegoda D. 2020. Foaming at the mouth: Ingestion of floral foam microplastics by aquatic animals. *Sci Total Environ.* 705:135826.

Tunahan Kaya A, Yurtsever M, Çiftçi Bayraktar S. 2018. Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air. 2018. *Eur Phys J Plus.* 133:488.

Uhl W, Eftekhardadkhah M, Svendsen C. 2018. Mapping microplastic in Norwegian drinking water. Hamar (NO): Norwegian Water. p. 43. Rapport No. 241/2018.

Unice KM, Weeber MP, Abramson MM, Reid RCD, van Gils JAG, Markus AA, Vethaak AD, Panko JM. 2019a. Characterizing export of land-based microplastics to the estuary — Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. *Sci Total Environ.* 646:1639-1649.

Unice KM, Weeber MP, Abramson MM, Reid RCD, van Gils JAG, Markus AA, Vethaak AD, Panko JM. 2019b. Characterizing export of land-based microplastics to the estuary – Part II: Sensitivity analysis of an integrated geospatial microplastic transport modeling assessment of tire and road wear particles. *Sci Total Environ.* 646:1650-1659.

[UNEP] United Nations Environment Programme. 2015. [Biodegradable plastics and marine litter: Misconceptions, concerns, and impacts on marine environments](#). Nairobi (KY): Nations Unies. 38 p. [consulté le 5 juillet 2019]. (disponible en anglais seulement)

[UNEP] United Nations Environment Programme. 2016. Marine plastic debris and microplastics: Global lessons and research to inspire action and guide policy change. Nairobi (KY): Nations Unies. 252 p.

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2002. [Health risks from microbial growth and biofilms in drinking water distribution systems](#) [PDF]. Washington (DC): US EPA. [consulté en juillet 2019 July]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2009. [Integrated science assessment \(ISA\) for particulate matter \(Final Report, Dec 2009\)](#). Washington (DC): US EPA. Rapport No. EPA/600/R-08/139F. (disponible en anglais seulement)

Van Cauwenberghe L, Janssen CR. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ Pollut.* 193:65-70.

Van Cauwenberghe L, Claessens M, Vandegehuchte MB, Janssen CR. 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ Pollut.* 199:10-17.

Vassilenko K, Watkins M, Chastain S, Posacka A, Ross PS. 2019. Me, my clothes and the ocean: The role of textiles in microfiber pollution. Science Feature. Vancouver (C.-B.): Ocean Wise. 16 p.

Verschoor AJ. 2015. Towards a definition of microplastics: Considerations for the specification of physico-chemical properties. RIVM Letter report. Bilthoven (NL): National Institute for Public Health and the Environment. 38 p.

Vert M, Doi Y, Hellwich KH, Hess M, Hodge P, Kubisa P, Rinaudo M, Schué F. 2012. Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC recommendations 2012). *Pure Appl Chem.* 84(2):377-410.

Vidyasakar A, Neelavannan K, Krishnakumar S, Prabaharan G, Sathiyabama Alias Priyanka T, Magesh NS, Godson PS, Srinivasulu S. 2018. Macrodebris and microplastic distribution in the beaches of Rameswaram Coral Island, Gulf of Mannar, Southeast coast of India: A first report. *Mar Pollut Bull.* 137:610-616.

Vianello A, Jensen RL, Liu L, Vollertsen J. 2019. Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin. *Sci Rep.* 9:8670.

Votier SC, Archibald K, Morgan G, Morgan L. 2011. The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Mar Pollut Bull.* 62(1):168-172.

Volkheimer G. 1975. Hematogenous dissemination of ingested polyvinyl chloride particles. *Ann N Y Acad Sci.* 246:164-171.

Von Wintersdorff CJH, Penders J, van Niekerk JM, Mills ND, Majumder S, van Alphen LB, Savelkoul PHM, Wolffs PFG. 2016. Dissemination of antimicrobial resistance in microbial ecosystems through horizontal gene transfer. *Front Microbiol.* 7:173.

Walkinshaw C, Lindeque PK, Thompson R, Tolhurst T, Cole M. 2020. Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicol Environ Saf.* 190:110066.

Wang W, Ndungu AW, Li Z, Wang J. 2017. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Sci Total Environ.* 575:1369-1374. [cité dans OMS 2019].

Wang W, Yuan W, Chen Y, Wang J. 2018. Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Sci Total Environ.* 633:539-545.

Wang X, Li C, Liu K, Zhu L, Song Z, Li D. 2020. Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source. *J Hazard Mater.* 389:121846.

- Wang Z, Lin T, Chen W. 2020. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). *Sci Total Environ.* 700:134520.
- Warheit DB, Webb TR, Reed KL, Hansen JF, Kennedy GL. 2003. Four-week inhalation toxicity study in rats with nylon respirable fibers: rapid lung clearance. *Toxicology.* 192(2-3):189-210.
- Watts AJR, Urbina MA, Corr S, Lewis C, Galloway TS. 2015. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environ Sci Technol.* 49(24):14597-14604.
- Weber A, Scherer C, Brennholt N, Reifferscheid G, Wagner M. 2018. PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex*. *Environ Pollut.* 234:181-189.
- Welden NA, Abylkhan B, Howarth LM. 2018. The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab, *Maja squinado*. *Environ Pollut.* 239:351-358.
- Welden NAC, Cowie PR. 2016. Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environ Pollut.* 218:895-900.
- Weinstein JE, Crocker BK, Gray AD. 2016. From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. *Environ Toxicol Chem.* 35(7):1632-1640.
- Werner S, Budziak A, van Franeker J, Galgani F, Hanke G, Maes T, Matiddi M, Nilsson P, Ooesterbaan L, Priestland E, et al. 2016. Harm caused by marine litter. Centre Commun de Recherche [JRC] rapport technique. Luxembourg: Union européenne. 92 p.
- Wesch C, Barthel AK, Braun U, Klein R, Paulus M. 2016. No microplastics in benthic eelpout (*Zoarces viviparus*): An urgent need for spectroscopic analyses in microplastic detection. *Environ Res.* 148:36-38.
- Wick P, Malek A, Manser P, Meili D, Maeder-Althaus X, Diener L, Diener PA, Zisch A, Krug HF, von Mandach U. 2010. Barrier capacity of human placenta for nanosized materials. *Environ Health Perspect.* 118(3):432-436.
- Wieczorek AM, Croot PL, Lombard F, Sheahan JN, Doyle TK. 2019. Microplastic ingestion by gelatinous zooplankton may lower efficiency of the biological pump. *Environ Sci Technol.* 53:5387-5395.
- Wiesheu AC, Anger PM, Baumann T, Niessner R, Ivleva NP. 2016. Raman microspectroscopic analysis of fibers in beverages. *Anal Methods.* 8:5722-5725.
- Windsor FM, Durance I, Horton AA, Thompson RC, Tyler CR, Ormerod SJ. 2019. A catchment-scale perspective of plastic pollution. *Glob Chang Biol.* 25(4):1207-1221.

- Winkler A, Santo N, Ortenzi MA, Bolzoni E, Bacchetta R, Tremolada P. 2019. Does mechanical stress cause microplastic release from plastic water bottles? *Water Res.* 166:115082.
- Wójcik-Fudalewska D, Normant-Saremba M, Anastácio P. 2016. Occurrence of plastic debris in the stomach of the invasive crab *Eriocheir sinensis*. *Mar Pollut Bull.* 113(1-2):306-311.
- Woodall LC, Sanchez-Vidal A, Canals M, Paterson GLJ, Coppock R, Sleight V, Calafat A, Rogers AD, Narayanaswamy BE, Thompson RC. 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R Soc Open Sci.* 1(4):140317.
- Wright MS, Loeffler-Peltier GL, Stepanauskas R, McArthur JV. 2006. Bacterial tolerances to metals and antibiotics in metal-contaminated and reference streams. *FEMS Microbiol Ecol.* 58(2):293-302.
- Wright SL, Rowe D, Thompson RC, Galloway TS. 2013. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Curr Biol.* 23(23):R1031-R1033.
- Wright SL, Kelly FJ. 2017. Plastic and human health: A micro issue? *Environ Sci Technol.* 51(12):6634-6647.
- [WRF] Water Research Foundation. 2017. [Distribution system management: Understanding and controlling biofilms](#) [PDF]. Denver (CO): WRF. [mise à jour en juillet 2017 July]. (disponible en anglais seulement)
- Wu F, Wang Y, Leung JYS, Huang W, Zeng J, Tang Y, Chen J, Shi A, Yu X, Xu X, et al. 2020. Accumulation of microplastics in typical commercial aquatic species: A case study at a productive aquaculture site in China. *Sci Total Environ.* 708:135432.
- Wu N, Zhang Y, Zhao Z, He J, Li W, Li J, Xu W, Ma Y, Niu Z. 2020. Colonization characteristics of bacterial communities on microplastics compared with ambient environments (water and sediment) in Haihe Estuary. *Sci Total Environ.* 708:134876.
- Wu X, Pan J, Li M, Li Y, Bartlam M, Wang Y. 2019. Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm. *Wat Res.* 165:114979.
- Xiong X, Tu Y, Chen X, Jiang X, Shi H, Wu C, Elser JJ. 2019. Ingestion and egestion of polyethylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): Influence of color and morphological features. *Helio*en. 5(12):e03063.
- Xu H, Verbeken E, Vanhooren HM, Nemery B, Hoet PHM. 2004. Pulmonary toxicity of polyvinyl chloride particles after a single intratracheal instillation in rats. Time course and comparison with silica. *Toxicol Appl Pharmacol.* 194(2):111-121.
- Yadav MK. 2017. Role of biofilms in environment pollution and control. Dans: Patra J, Vishnuprasad C, Das G, éditeurs. *Microbial biotechnology*. Singapore (SG): Springer. p. 377-398.

Yang D, Shi H, Li L, Li J, Jabeen K, Kolandhasamy P. 2015. Microplastic Pollution in Table Salts from China. *Environ Sci Technol.* 49(22):13622-13627.

Yoo JW, Doshi N, Mitragotri S. 2011. Adaptive micro and nanoparticles: temporal control over carrier properties to facilitate drug delivery. *Adv Drug Deliv Rev.* 63(14-15):1247-1256.

Yin L, Chen B, Xia B, Shi X, Qu K. 2018. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacopever (*Sebastes schlegelii*). *J Hazard Mater.* 360:97-105.

Yu P, Liu Z, Wu D, Chen M, Lv W, Zhao Y. 2018. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. *Aquat Toxicol.* 200:28-36.

Yu F, Yang C, Zhu Z, Bai X, Ma J. 2019. Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Sci Total Environ.* 694:133643.

Zalasiewicz J, Waters CN, Ivar do Sul JA, Corcoran PL, Barnosky AD, Cearreta A, Edgeworth M, Galuszka A, Jeandel C, Leinfelder R, et al. 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene.* 13:4-17.

Zbyszewski M, Corcoran PL. 2011. Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 220(1-4):365-372.

Zbyszewski M, Corcoran PL, Hockin A. 2014. Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. *J Great Lakes Res.* 40:288-299.

Zeri C, Adamopoulou A, Bojanić Varežić D, Fortibuoni T, Kovač Viršek M, Kržan A, Mandic M, Mazziotti C, Palatinus A, Peterlin M, et al. 2018. Floating plastics in Adriatic waters (Mediterranean Sea): From the macro- to the micro-scale. *Mar Pollut Bull.* 136:341-350.

Zettler ER, Mincer TJ, Amaral-Zettler LA. 2013. Life in the "plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris. *Environ Sci Technol.* 47(13):7137-7146.

Ziajahromi S, Kumar A, Neale PA, Leusch FDL. 2018. Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates. *Environ Pollut.* 236:425-431.

Zhang C, Jeong C-B, Lee J-S, Wang D, Wang M. 2019. Transgeneration proteome plasticity in resilience of a marine copepod in response to environmentally relevant concentrations of microplastics. *Environ Sci Technol.* 53(14):8426-8436.

Zhang GS, Liu YF. 2018. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Sci Total Environ.* 642:12-20.

Zhang J, Gao D, Li Q, Zhao Y, Li L, Lin H, Bi Q, Zhao Y. 2020a. Biodegradation of polyethylene microplastic particles by the fungus *Aspergillus flavus* from the guts of wax moth *Galleria mellonella*. *Sci Total Environ.* 704:135931.

- Zhang J, Wang L, Kannan K. 2020b. Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure. *Environ Int.* 134:105314.
- Zhang Y, Gu AZ, Cen T, Li X, He M, Li D, Chen J. 2018. Sub-inhibitory concentrations of heavy metals facilitate the horizontal transfer of plasmid-mediated antibiotic resistance genes in water environment. *Environ Pollut.* 237:74-82.
- Zhang Y, Lu J, Wu J, Wang J, Luo Y. 2020. Potential risks of microplastics combined with superbugs: enrichment of antibiotic resistant bacteria on the surface of microplastics in mariculture system. *Ecotoxicol Environ Saf.* 187:109852.
- Zhang Z, Chen Y. 2020. Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. *Chem Eng J.* 382:122955.
- Zhou Q, Zhang H, Fu C, Zhou Y, Dai Z, Li Y, Tu C, Luo Y. 2018. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and Yellow Sea. *Geoderma.* 322:201-208.
- Zubris KAV, Richards BK. 2005. Synthetic fibres as an indicator of land application of sludge. *Environ Pollut.* 138:201-211.
- Zuccarello P, Ferrante M, Cristaldi A, Copat C, Grasso A, Sangregorio D, Fiore M, Oliveri Conti G. 2019. Exposure to microplastics (<10 μ m) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. *Water Res.* 157:365-371.
- Zumstein MT, Narayan R, Kohler HE, McNeil K, Sander M. 2019. Dos and do nots when assessing the biodegradation of plastics. *Environ Sci Technol.* 53(17):9967-9969.

Annexe A : nouvelles données publiées ou reçues dans le cadre de la consultation publique

Ce qui suit est un résumé des nouvelles données pertinentes publiées depuis la date limite de l'analyse documentaire de l'ébauche de l'évaluation scientifique de la pollution plastique (c'est-à-dire de juin 2019 à mars 2020), ainsi que de nouvelles données pertinentes reçues dans le cadre de la consultation publique.

Tableau A-1 : Sources des déchets plastiques et de la pollution

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
3.1 Sources dans l'eau	<p>Le lavage constitue une source de microplastiques dans l'environnement. Contrairement aux études de Carney Almroth et coll. (2018) et De Falco et coll. (2018), Cesa et coll. (2020) ont constaté que l'utilisation de détergents réduisait considérablement le rejet de fibres des vêtements synthétiques, mais non des vêtements en coton. Ils ont également constaté que le coton rejetait la plus grande quantité de fibres par rapport à l'acrylique, au PE et au PA.</p> <p>La raison de cet écart n'est pas claire, mais il est probablement dû à la différence entre les méthodes utilisées dans les études. Parmi les exemples de ces différences figurent les différences de température, de concentration de détergents et de taille de dispositif de filtration.</p>	Cesa et coll. 2020
3.1 Sources dans l'eau	Les résultats de ces études ont confirmé la présence de microplastiques dans l'air au-dessus des milieux aquatiques. Les résultats de la modélisation ont montré que les microplastiques atmosphériques peuvent contribuer à la pollution marine.	Liu K et coll. 2019b; Wang X et coll. 2020
3.1.1 Traitement des eaux usées	Cette étude a mis en évidence les effets des microplastiques sur le rendement des traitements des eaux usées. Il a été constaté que les microplastiques peuvent causer des blocages, altérer les processus à médiation microbienne et user l'équipement, nuisant ainsi au rendement.	Zhang et Chen 2020
3.3 Sources dans l'air	Les auteurs de cette étude ont déterminé le nombre de fibres rejetées dans l'air par des	De Falco et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	volontaires menant leurs activités quotidiennes pendant qu'ils portaient différents types de textiles. Ils ont conclu que le rejet de microfibres dans l'air provenant du port de vêtements en PE est du même ordre de grandeur que le rejet de microfibres dans les eaux usées par le lavage.	

Tableau A-2 : Devenir dans l'environnement

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
4.1 Dégradation	Cette étude a examiné la capacité potentielle des bactéries dégradant le plastique à former des biofilms et a confirmé que la composition de la communauté bactérienne dépend du type de plastique. Elle a également montré que la bactérie <i>Alcanivorax borkumensis</i> peut former des biofilms épais sur le PEBD. Les auteurs ont souligné la nécessité de recherches supplémentaires sur les mécanismes de dégradation.	Delacuvelerie et coll. 2019
4.1 Dégradation	Cet article porte sur l'étude de la dégradation des films de PEBD et de PP dans l'eau afin d'identifier leur mécanisme de fragmentation et de comprendre les voies de transformation des macroplastiques en microplastiques. Les auteurs ont découvert que l'initiation et la propagation des fissures dépendaient de la morphologie cristalline du polymère.	Julienne et coll. 2019
4.1 Dégradation	Cette étude a examiné la capacité d'un champignon à dégrader le microplastique de PE. Il a été constaté que le PEHD se dégrade en particules de microplastique de poids moléculaires moins grand après 28 jours d'incubation.	Zhang J et coll. 2020a

Tableau A-3 : Présence

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
5.1.1 Présence dans le milieu aquatique Eaux de surface	Cette étude a relevé la présence de plastiques dans tous les échantillons d'eau de surface prélevés dans les lacs Érié et Ontario. Les particules de plastique ont été classées	Mason et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>en trois catégories selon leur taille : de 0,355 à 0,999 mm, de 1,00 à 4,749 mm, et $\geq 4,75$ mm. La majorité des particules dans les deux lacs appartiennent à la catégorie de petite taille. Dans le lac Érié, les granules et les fibres constituaient la majeure partie du plastique recueilli dans les échantillons, et dans le lac Ontario, les fragments constituaient le type prédominant. Dans la catégorie de taille la plus importante, 46 % des polymères étaient de la famille des PE et 43 % de celle des PP. Il convient de noter que les particules de la catégorie des petites tailles ont été analysées par MEB/EDS, les particules plus grandes par l'IRTF, mais que les particules de taille moyenne n'ont pas été caractérisées.</p>	
5.1.3 Présence dans l'air intérieur	<p>Les auteurs de l'étude ont effectué une analyse quantitative des microplastiques à base de PET et de PC (taille $<150 \mu\text{m}$) dans 286 échantillons de poussière intérieure prélevés dans 12 pays d'Amérique du Nord et du Sud, d'Europe et d'Asie. Les microplastiques à base de PET ont été détectés dans tous les échantillons de poussière à des concentrations de 0,03 à 110 $\mu\text{g}/\text{mg}$, tandis que les microplastiques à base de PC ont été détectés dans 99 % des échantillons à des concentrations comprises entre $<0,000\,1$ et 1,7 $\mu\text{g}/\text{mg}$. Ces concentrations sont similaires à celles rapportées en Chine par Liu C et coll. (2019).</p>	Zhang J et coll. 2020b
5.1.3 Présence dans l'air extérieur	<p>Divers types de fibres ont été mesurés dans l'air extérieur à Pékin, en Chine. Des fibres microplastiques ont été mesurées à des concentrations moyennes de 5 600 à 5 700 fibres/m^3 à deux hauteurs de sites d'échantillonnage (respectivement 1,5 m et 18 m au-dessus du sol). Les fibres microplastiques représentaient 35 % et 41 % du total des fibres dans les deux hauteurs d'échantillonnage. Parmi les autres types de fibres mesurées figuraient les fibres organiques naturelles, les fibres minérales artificielles, l'amiante, les fibres de sulfate de calcium et les fibres métalliques. Les concentrations de microplastiques</p>	Li Y et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>rapportées dans cette étude représentent des niveaux plus élevés que ceux rapportés par Dris et coll. (2017) et Liu K et coll. (2019a). Les différences peuvent être attribuées à des différences de hauteur d'échantillonnage, à la proximité du centre-ville, etc.</p>	
5.1.3 Présence dans l'air extérieur	<p>La concentration des microplastiques a été mesurée sur un toit à Shanghai (38 m au-dessus du sol) à une concentration moyenne de 0,06 microplastique/m³ (gamme de 0,05 à 0,07 microplastique/m³). Les fibres et les fragments étaient les formes prédominantes, représentant respectivement 43 % et 48 % des microplastiques échantillonnés. Les tailles étaient comprises entre 12 et 2191 µm, avec une moyenne de 247 µm. Les concentrations plus élevées de microplastiques étant généralement observées dans les fractions de taille plus petite.</p> <p>Cette étude fait état de concentrations plus faibles que celles rapportées par Dris et coll. (2017) et Liu K et coll. (2019a). Les différences peuvent être attribuées à des différences de hauteur d'échantillonnage, à la proximité du centre-ville, etc.</p>	Liu K et coll. 2019b
5.1.3 Présence dans l'air extérieur	<p>Ces études ont permis de mesurer la concentration des microplastiques en suspension dans l'air au-dessus de l'océan Pacifique occidental. Liu K et coll. (2019c) ont relevé une concentration médiane de 0,01 microplastiques/m³ (gamme comprise entre 0 et 1,37 microplastiques/m³). Des concentrations plus élevées de microplastiques ont été observées dans les zones côtières par rapport aux zones pélagiques, et la composition et la forme étaient également moins diversifiées dans les régions pélagiques. Wang X et coll. (2020) ont mesuré l'abondance des microplastiques dans l'air ambiant au-dessus de l'océan sur trois sites : l'estuaire de la rivière des Perles (ERP), la mer de Chine du Sud et l'océan Indien oriental (OIO). Les concentrations étaient comprises entre 0,0042</p>	Liu K et coll. 2019c; Wang X et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>microplastiques/m³ dans l'ERP et 0,0004 microplastiques/m³ dans l'OIO (moyenne : 0,001 microplastiques/m³).</p>	
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Les concentrations moyennes de microplastiques dans le tube digestif des crevettes prélevées en Méditerranée (<i>Aristeus antennatus</i>) et dans le nord de la baie du Bengale, au Bangladesh (<i>Metapenaeus monoceros</i>; <i>Penaeus monodon</i>) étaient comprises entre 1,66 ± 0,11 et 3,87 ± 1,05 microplastiques par crevette et étaient constituées de fibres, de filaments et de fragments.</p> <p>La concentration moyenne de microplastiques dans la chair des crevettes prélevées sur un site d'aquaculture de la baie de Xiangshan (<i>Parapenaeopsis harwickii</i>) était de 0,95 microplastique par crevette et était constituée de fibres.</p> <p>Une étude antérieure a fait état de microplastiques dans le tube digestif, la tête et les branchies de crevettes (<i>Crangon</i>) prélevées dans la mer de Clyde (moyenne : 1,23 microplastiques par crevette), mais non dans le tissu musculaire abdominal (Devriese et coll. 2015).</p> <p>La concentration moyenne de microplastiques dans le muscle de crevette (<i>Penaeus semisulcatus</i>) prélevé dans le nord-est du golfe Persique était de 0,360 éléments/g de muscle et se constituait principalement de fibres et de fragments.</p> <p>Une étude antérieure (Abbasi et coll. 2018) a fait état de concentrations de microplastiques dans les grosses crevettes par individus. Par conséquent, les résultats précédents n'ont pas pu être comparés à ces derniers.</p>	<p>Akhbarizadeh et coll. 2019; Cau et coll. 2019; Hossain et coll. 2020; Wu F et coll. 2020</p>
5.2.1 Présence dans les aliments	Il s'agit des premières études à faire état de microplastiques dans le tube digestif des crabes (<i>Carcinus aestuarii</i>) prélevés sur la côte nord de l'Adriatique en Italie et le	Akhbarizadeh et coll. 2019; Piarulli et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>muscle de crabes (<i>Portunus armatus</i>) prélevés dans le nord-est du golfe Persique.</p> <p>La concentration moyenne de microplastiques dans le tube digestif était de $1,1 \pm 0,7$ microplastiques par crabe et se constituait principalement de fibres (100 à 5 000 μm), alors que la concentration moyenne de microplastiques dans les muscles du crabe était de 0,256 éléments/g de muscle et se constituait principalement de fibres (100 à >5 000 μm) et de fragments (<50 à 500 μm).</p>	
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>La concentration moyenne de microplastiques dans la peau des poissons était de $6,40 \pm 0,65$ éléments/individu, comprises entre 4,23 et 9,30 éléments/individu, et étaient principalement constituées de fibres à <1000 μm.</p> <p>Les concentrations de microplastiques dans la peau des poissons étaient généralement plus élevées chez les espèces de poissons sans écailles et avec du mucus que chez les poissons avec écailles.</p>	Feng et coll. 2019
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Il s'agit de la première étude à faire état de microplastiques dans la fleur de sel (un type de sel non traité, floconneux et humide, récolté à la surface de la mer).</p> <p>Des concentrations plus élevées de microplastiques (<1000 μm, forme non rapportée) ont été signalées dans la fleur de sel (520 $\mu\text{g/kg}$ de sel) par rapport au sel marin (37 $\mu\text{g/kg}$ de sel).</p>	Fischer et coll. 2019
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Des microplastiques ont été détectés dans des marques commerciales de farine de poisson provenant de Malaisie et du sud de l'Iran.</p> <p>Sur la base d'une seule expérience de laboratoire, une relation positive a été observée entre les niveaux de microplastiques dans la farine de poisson iranienne et les branchies et le tube digestif de la carpe commune d'élevage (<i>Cyprinus carpio</i>), suggérant que la farine de poisson</p>	Hanachi et coll. 2019; Karbalaei et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	pourrait être une source potentielle de microplastiques dans les espèces aquatiques d'élevage.	
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Il s'agit de la première étude visant à déterminer si les sachets de thé en plastique rejettent des particules dans des conditions semblables à celles du procédé d'infusion du thé.</p> <p>Bien que la source de plastique soit connue dans cette étude expérimentale, la nouvelle méthode analytique utilisée pour identifier et quantifier les particules dans le thé n'a pas permis de confirmer individuellement que les particules étaient plastiques.</p> <p>Les sachets de thé en plastique ont également été découpés et les feuilles de thé ont été retirées avant l'analyse. Il est donc impossible d'écartier la possibilité que le découpage des sachets de thé en plastique ait entraîné la formation de particules.</p>	Hernandez et coll. 2019
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Il s'agit de la première étude à examiner la présence de microplastiques dans les produits de volaille préemballés.</p> <p>La concentration de microplastiques par kg de viande rapportée dans cette étude représente une estimation combinée des microplastiques à la surface de la viande et à l'intérieur de l'emballage après le retrait de la viande. Les microplastiques en suspension dans l'air des installations de production alimentaire sont identifiés comme la source possible de contamination de la viande et de l'emballage.</p> <p>Des blancs de procédure n'ont pas été évalués dans cette étude et, par conséquent, il n'est pas possible d'exclure une contamination de fond des échantillons en laboratoire.</p>	Kedzierski et coll. 2020
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Il s'agit de la première étude à faire état de la présence de microplastiques dans le lait (acheté dans les magasins au Mexique).</p> <p>Les concentrations de microplastiques étaient comprises entre 3 et 11</p>	Kutralam-Muniasamy et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	microplastiques par litre de lait (variant selon la marque et le type de lait), principalement des fibres. Environ 40 % des microplastiques étaient de taille <500 µm, 28 % étaient entre 500 et 100 µm, et 25 % entre 1000 et 2000 µm.	
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Il s'agit de la première étude à faire état de la présence de microplastiques dans des noris recueillies sur les marchés locaux, dans les usines ou les fermes en Chine.</p> <p>Les concentrations de microplastiques allaient de 0,9 à 3,0 microplastiques par gramme de nori (ps). Ce sont principalement des fibres qui ont été détectées (gamme : 70 à 4740 µm; taille moyenne : 850 µm).</p>	Li Q et coll. 2020
5.2.1 Présence dans les aliments	Les auteurs rapportent que le fait de déchirer des emballages en plastique et d'ouvrir des bouchons de bouteilles en plastique peut générer environ 10 à 30 ng de microplastiques par 300 cm d'emballage en plastique.	Sobhani et coll. 2020
5.2.1 Présence dans les aliments	<p>Un examen de 32 études portant sur des espèces aquatiques d'importance commerciale a montré l'absence de bioamplification des microplastiques dans la chaîne alimentaire aquatique.</p> <p>Des concentrations plus élevées de microplastiques ont été relevées dans les organismes des niveaux trophiques inférieurs, tels que les mollusques et crustacés, par rapport aux prédateurs au sommet du réseau trophique, tel que les poissons prédateurs.</p>	Walkinshaw et coll. 2020
5.2.1 Présence dans les aliments Eau embouteillée	<p>Cette étude a examiné les effets des contraintes mécaniques sur la production de microplastiques (de taille ≥ 3 µm) dans les bouteilles d'eau en plastique PET à usage unique.</p> <p>L'ouverture des bouteilles une seule fois n'a entraîné aucune déformation, abrasion ni détachement de particules des bouchons ni des goulets. L'ouverture/la fermeture des bouteilles 10 fois a entraîné des abrasions et</p>	Winkler et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>des déformations mineures des bouchons (et non des goulots) et a donné lieu à quelques particules détachées sur les bouchons et à l'extérieur des goulots. L'ouverture/la fermeture des bouteilles 100 fois (en dehors des conditions normales d'utilisation) a entraîné des signes de dommages mécaniques et des particules détachées sur les bouchons et à l'extérieur des goulots. Les particules provenaient très probablement des bouchons de bouteilles.</p> <p>Le fait de presser ou d'écraser les bouteilles sous un poids (5 kg pendant 10 minutes) n'a eu aucun effet sur les concentrations de microplastiques dans l'eau en bouteille et il n'y avait aucune trace de rupture ou d'abrasion sur la surface de la paroi intérieure des bouteilles.</p>	
5.2.2 Présence dans l'eau potable	<p>Cette étude a mesuré des microplastiques de taille supérieure à 25 µm dans l'eau traitée par huit stations de traitement d'eau potable (DWTP) au Royaume-Uni. Dans l'eau du robinet, la concentration moyenne de microplastiques était de 0,00011 particule/L. Cependant, les microplastiques étaient souvent non quantifiables, seuls deux sites ayant des concentrations détectées supérieures à la limite de quantification. Les concentrations d'acrylonitrile butadiène styrène (ABS) et de PS ont été mesurées respectivement à 0,0020 et 0,0008 particule/L dans un échantillon d'eau traitée provenant d'un site d'eaux souterraines, tandis que la concentration de PS a été mesurée à 0,001 6 particules/L dans un échantillon d'eau traitée provenant d'un site de stockage à réserve pompée recevant l'eau d'une grande rivière. Ces faibles concentrations sont similaires aux données rapportées par Mintenig et coll. (2019), qui ont relevé des concentrations de microplastiques aussi faibles que 20 µm dans les eaux souterraines traitées, mais beaucoup plus faibles que celles rapportées par Pivokonsky et coll. (2018), qui ont mesuré des concentrations de microplastiques aussi</p>	Ball et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>faibles que 1 µm dans l'eau du robinet provenant des eaux de surface.</p> <p>Ball et coll. (2019) ont également indiqué que le PS et l'ABS étaient les polymères les plus abondants dans les échantillons d'eau potable, tandis que le PET et le PP étaient les polymères prédominants relevés dans l'eau potable par l'OMS (2019).</p>	
5.2.2 Présence dans l'eau potable	<p>La concentration moyenne de microplastiques dans l'eau potable provenant du fleuve Yangtze en Chine a été évaluée à 930 ± 71 particules/L. Ces niveaux sont plus élevés que les niveaux relevés dans une étude précédente sur les eaux de surface traitées (Pivokonsky et coll. 2018) et plusieurs ordres de grandeur plus élevés que les niveaux relevés dans l'eau du robinet provenant de sources souterraines (Strand et coll. 2018; Mintenig et coll. 2019). La taille de la quasi-totalité des microplastiques a été établie à < 10 µm, la plupart se situant entre 1 et 5 µm. Le PET a été identifié comme le type de polymère le plus abondant, suivi par le PE et le PP, puis le PA. Les fibres sont la forme la plus répandue, suivies des fragments et des sphères.</p>	Wang Z et coll. 2020
5.2.3 Traitement de l'eau potable	<p>Cette étude a rapporté un taux d'élimination supérieur à 99,99 % de particules de microplastique de taille > 25 µm par huit stations de traitement de l'eau potable (STEP) au Royaume-Uni en utilisant des procédés de traitement conventionnels. Les polymères relevés dans l'eau traitée (ABS et PS) étaient différents des polymères relevés dans la source d'eau brute (PE, PET et PP), ce qui suggère qu'ils peuvent avoir été générés pendant le traitement. Cependant, les auteurs reconnaissent que les limites de la détection et de la quantification des microplastiques ne permettent pas de tirer des conclusions définitives.</p>	Ball et coll. 2019
5.2.3 Traitement de l'eau potable	<p>L'efficacité de l'élimination des microplastiques a été évaluée à chaque étape de traitement d'une STEP dans le delta du fleuve Yangtze en Chine, en utilisant un traitement conventionnel suivi d'une</p>	Wang Z et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>ozonation combinée à une filtration sur charbon actif en grains (CAG).</p> <p>L'efficacité globale de l'élimination des microplastiques par la STEP était de 82,1 % à 88,6 %, un résultat légèrement supérieur aux données présentées par Pivokonsky et coll. (2018) qui ont rapporté des taux d'élimination de 70 % à 82 %.</p> <p>Entre 58,9 % et 70,5 % de l'élimination des microplastiques était attribuable au traitement conventionnel (coagulation/sédimentation/filtration sur sable). La coagulation combinée à la sédimentation a permis d'obtenir la plus grande efficacité d'élimination, avec une élimination de 40,5 à 54,5 % (avec une préférence pour les microplastiques de taille >10 µm et les fibres), suivie par la filtration sur sable avec une élimination de 29,0 à 44,4 %. Les procédés avancés d'ozonation combinés à la filtration par CAG ont augmenté l'élimination par 17,2 % à 22,2 % additionnels.</p>	

Tableau A-4 : Effets sur la santé de l'environnement

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
6.1 Macroplastiques	<p>Balestri et coll. (2019) ont étudié les effets des lixiviats provenant des sacs en PEHD et des sacs en Mater-bi (MB) compostables sur la germination des semences. Dans cette étude, l'espèce <i>Lepidium sativum L.</i> a été exposée à des lixiviats provenant de sacs vierges et de sacs altérés dans l'environnement naturel. Il a été constaté que les deux sacs modifiaient la qualité de l'eau (pH, salinité, matière dissoute totale et substances phytotoxiques). La germination des semences de <i>L. sativum</i> n'a pas été affectée. Cependant, de 2 à 40 % des graines exposées aux lixiviats plastiques présentaient des anomalies de développement. Par ailleurs, une croissance réduite a été observée dans les graines exposées aux</p>	Balestri et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	lixiviats des sacs HPDE et MB. Cependant, les lixiviats des sacs vierges ont eu un impact sur un plus grand nombre de semis.	
6.1 Macroplastiques	<p>Une étude en laboratoire a été menée sur la végétation des dunes côtières en utilisant des sacs en PEHD et des sacs compostables en Mater-bi (MB). Les auteurs de l'étude ont constaté que les lixiviats affectaient la germination et la croissance des semis. Une exposition à de faibles concentrations de lixiviats de sacs HDPE et MB a entraîné une augmentation de la germinabilité de <i>Thinopyrum junceum</i> aussi bien que celle de <i>Glaucium flavum</i>. À des concentrations élevées de lixiviat de sacs MB, <i>G. flavum</i> a germé plus tôt, tandis que <i>T. junceum</i> a germé plus tard, par rapport aux témoins.</p> <p>Une deuxième étude a révélé que les fragments macroplastiques de sacs HDPE et MB incorporés dans le sable de plage peuvent affecter le recrutement sexuel et la croissance de <i>T. junceum</i>, <i>Ammophila grenaria</i> et <i>G. flavum</i>. L'exposition de <i>T. junceum</i> à des sacs en PEHD a causé une réduction du nombre de racines, de la longueur des racines, de la hauteur des semis et de la biomasse aérienne. L'exposition des semis d'<i>A. grenaria</i> à des sacs en MB a réduit la hauteur des semis, le nombre et la longueur des racines. Très peu de jeunes semis d'<i>A. grenaria</i> ont survécu à l'exposition au PEHD. Tous les semis de <i>G. flavum</i> sont morts, quel que soit le traitement appliqué.</p>	Menicagli et coll. 2019a; 2019b
6.1.1 Enchevêtrement	Cette étude a compilé les rapports sur enchevêtrements des pinnipèdes entre 1980 et 2018. Au total, 69 articles contiennent des données sur l'enchevêtrement des pinnipèdes, et la plupart des articles provenaient d'Amérique du Nord et d'Océanie, l'accent étant mis sur les espèces populeuses. Tous les articles déclarent les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés et les cerclages d'emballage comme responsables de la majorité des enchevêtrements.	Jepsen et de Bruyn 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
6.1.1 Enchevêtrement	<p>Cette étude a examiné l'effet des débris de plastique sur la sensibilité des coraux hermatyptiques aux maladies. Sans le contact avec les débris plastiques, la probabilité de maladie chez les coraux est de 4,4 %. Cette probabilité augmente à 89,1 % en présence de débris de plastique. Les débris de plastique peuvent causer des blessures physiques et l'abrasion chez les coraux, facilitant l'invasion par des agents pathogènes, ou épuisant les ressources nécessaires au fonctionnement du système immunitaire. Par ailleurs, les débris de plastique peuvent introduire directement des agents pathogènes résidents et étrangers. Par exemple, la colonisation bactérienne transocéanique du PVC est dominée par les <i>Rhodobacterales</i>, un groupe d'agents pathogènes associés à l'apparition de plusieurs maladies des coraux.</p>	Lamb et coll. 2018
6.1.2 Ingestion	<p>Cette étude a observé la sélectivité alimentaire des tortues vertes (<i>Chelonia mydas</i>) en Méditerranée orientale vis-à-vis des macroplastiques. Les tortues préfèrent les formes en feuille et les formes filiformes, ainsi que les couleurs noires, claires et vertes. Il existait une corrélation négative entre la taille de la tortue et la charge corporelle de plastique, ce qui suggère une naïveté chez les jeunes tortues. Les 19 tortues vertes contenaient toutes du plastique dans leur tube digestif, avec une moyenne de 61,8 éléments ingérés par tortue.</p>	Duncan et coll. 2019
6.1.2 Ingestion	<p>Cette étude a révélé les effets des micro et macroplastiques sur deux espèces de coraux d'eau froide, <i>Lophelia pertusa</i> et <i>Madrepora oculata</i>, sur une période d'exposition de cinq mois. Il a été constaté que les microplastiques à base de LDPE nuisaient à la capture des proies et aux taux de croissance de <i>L. pertusa</i>. En raison d'un comportement d'évitement, les films macroplastiques ont eu peu d'effet sur la croissance de <i>L. pertusa</i>. Cependant, les <i>M. oculata</i> n'ont été affectés par l'exposition à des macroplastiques ni à des microplastiques. Cela prouve qu'il y a une réponse spécifique à l'espèce.</p>	Mouchi et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion	<p>Cette étude a examiné la présence de plastique dans les estomacs de phoques de l'est de l'Arctique canadien. Les estomacs prélevés sur 135 phoques annelés (<i>Phoca hispida</i>), 6 phoques barbus (<i>Erignathus barbatus</i>) et 1 phoque commun (<i>Phoca virtualina</i>) du Nunavut ont été examinés pour vérifier la présence de plastiques de taille $> 425 \mu\text{m}$. Aucun signe d'accumulation de plastique n'a été observé dans les estomacs. Il convient de noter que la détection du plastique n'a pas été confirmée par une méthode analytique, et que les microfibres n'ont pas été quantifiées</p>	Bourdages et coll. 2020
6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion	<p>L'ingestion de microplastiques par les vers de terre a été étudiée par Chen Y et coll. (2020). Dans le cadre de cette étude, l'espèce <i>Eisenia fetida</i> a été exposée à des microplastiques de taille 100 à 200 μm et il a été constaté que les microplastiques étaient ingérés de manière dose-dépendante. Les auteurs ont enregistré davantage de microplastiques ingérés le 28^e jour par rapport au 14^e jour, ce qui indique que des microplastiques peuvent s'accumuler dans le corps des vers de terre. Par ailleurs, les PEBD de plus petite taille ont été excrétés par les vers de terre.</p> <p>De même, Lahive et coll. (2019) ont également constaté que le nombre de microplastiques à base de PA ingérés par le ver de terre <i>Enchytraeus crypticus</i> était plus important lorsque les particules étaient de petite taille (13 à 18 μm) que pour les fractions de grande taille (63 à 90 μm et 90 à 150 μm).</p>	Chen Y et coll. 2020; Lahive et coll. 2019
6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion	<p>Cette étude a déterminé la présence de microplastiques et sa fréquence d'ingestion chez 39 morues (<i>Gadus morhua</i>) et 46 colins (<i>Pollachius virens</i>) pêchés le long de la côte ouest de l'Islande. Des microplastiques ont été trouvés dans 20,5 % des morues avec une moyenne de 0,23 microplastique/individu et dans 17,4 % des colins avec une moyenne de 0,28 microplastique/individu. Il a également été constaté que l'ingestion de microplastiques n'était pas liée à la taille du</p>	de Vries et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	corps, à la plénitude des intestins ou à l'état de santé général du poisson. Il a été constaté que les microplastiques n'étaient pas conservés dans une large mesure chez les gros individus et que la santé du poisson n'était probablement pas affectée.	
6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion	<p>L'ingestion de microplastiques a été également constatée chez les espèces suivantes :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Concombre de mer (<i>Holothuria tubulosa</i>) • <i>Alepisaurus ferox</i> Lowe • <i>Nephrops norvegicus</i> • <i>Zostera marina</i> L. bed • Palourde commune (<i>Cerastoderma edule</i>) • Phoque gris (<i>Halichoerus grypus</i>) 	Gago et coll. 2020; Hara et coll. 2020; Hermabessiere et coll. 2019; Hernandez-Milian et coll. 2019; Jones et coll. 2020; Renzi et coll. 2020
6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion	Cette étude a examiné la présence de microplastiques dans le tube digestif de sept bélugas (<i>Delphinapterus leucas</i>) de l'est de la mer de Beaufort. Des microplastiques ont été trouvés dans le tube digestif de toutes les baleines étudiées, dont chacune contenait environ 18 à 147 microplastiques. Les microplastiques étaient composés de fragments (51 %) et de fibres (49 %). Le polyester constituait 44 % des polymères relevés.	Moore et coll. 2020a
6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion	<p>Cette étude a examiné l'influence de la couleur, de la taille et de la forme des microplastiques sur leur ingestion et leur excrétion chez le poisson rouge (<i>Carassius auratus</i>). Des poissons rouges ont été exposés à des fragments de microplastiques blancs de différentes catégories de taille : 0,5 à 2 mm, 2 à 3 mm, et > 3 mm pour étudier l'effet de la taille sur l'ingestion et l'excrétion. Des poissons rouges ont également été exposés à des fragments blancs, noirs, bleus, rouges et verts, à des films transparents et à des filaments cyan, tous de taille comprise entre 0,5 et 2 mm.</p> <p>Dans l'étude de la taille, l'ingestion ne s'est produite que dans le groupe de 0,5 à 2 mm en présence de nourriture. Les</p>	Xiong et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>microplastiques de plus de 2 mm ont été ingérés, mais n'ont pas été gardés.</p> <p>Dans l'expérience sur la couleur, les microplastiques verts et noirs ont été ingérés à un taux significativement plus élevé que les autres couleurs.</p> <p>Toutes les formes ingérées par le poisson rouge peuvent être excrétées. Les fragments sont complètement excrétés par tous les poissons après 72 heures, alors que les filaments et les particules de film ne le sont pas. Une plus grande disponibilité de nourriture a réduit la quantité de films et de filaments dans les poissons après 72 heures d'exposition.</p>	
<p>6.2.1 Absorption, ingestion et excrétion</p> <p>6.2.2. Effets écotoxicologiques</p> <p>Sédiments</p>	<p>Cette étude examine l'absorption et les effets des fibres PS de taille 1 à 5 mm sur le concombre de mer <i>Apostichopus japonicus</i>.</p> <p>Lors d'expériences sur l'absorption à partir de sédiments, l'espèce <i>A. japonicus</i> a été nourrie avec 40 % de poudre d'algues et 60 % de boue marine mélangée à des microfibres. Les résultats indiquent que les microfibres ne sont pas transférées au fluide cœlomique lors de l'ingestion de sédiments contaminés.</p> <p>Lors d'expériences d'absorption à partir de l'eau, <i>A. japonicus</i> a été exposé à des microplastiques à différentes concentrations. Les résultats indiquent que les microfibres sont ingérées en même temps que l'eau pendant la respiration, et restent bloqués dans les branches de l'arbre respiratoire lors de la tentative d'expulsion. Le nombre de fibres transférées a augmenté avec le temps. De plus, la présence de fibres dans le liquide cœlomique a été constatée 72 heures après l'exposition.</p> <p>Aucun effet significatif sur la vitesse de déplacement du <i>A. japonicus</i> traité ni sur la distance parcourue par celui-ci n'a été constaté.</p>	<p>Mohsen et coll. 2020</p>

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	Afin de déterminer l'effet sur le système immunitaire, l'activité de plusieurs enzymes a été évaluée après 24, 48 et 72 heures d'exposition. L'activité du lysozyme chez <i>A. japonicus</i> traité était supérieure à celle des témoins, et des niveaux significativement plus élevés ont été observés 48 heures après l'exposition. Les niveaux de myéloperoxydase, de phosphatase acide et de phosphatase alcaline n'ont pas été affectés.	
6.2.2 Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	<p>Cette étude a examiné les effets des microplastiques à base de PE sur le foie des têtards <i>Physalamus cuvieri</i>. Les têtards ont été exposés à des particules de 35,6 µm à une concentration de 60 mg/L pendant sept jours. La concentration de microplastiques dans le foie après la période de l'expérience était de 0,215 mg/g de tissu hépatique. Les têtards exposés aux microplastiques présentaient une plus grande surface accompagnée de dilatation des vaisseaux sanguins, d'infiltration, de congestion, de dégénérescence hydrophobe, d'hypertrophie et d'hyperplasie.</p> <p>Les auteurs de l'étude font remarquer que les effets démontrés ne peuvent pas être extrapolés à des individus adultes et qu'une évaluation plus approfondie de la fonction hépatique par l'analyse des enzymes hépatiques et des modifications ultrastructurales des hépatocytes est nécessaire.</p>	da Costa Araújo et coll. 2020
6.2.2 Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	<p>Cette étude a examiné les effets de microplastiques à base de PS de 10 µm sur le medaka marin (<i>Oryzias melastigma</i>). La concentration mesurée de la suspension était de 0,758 x 105 particules/L. Les microplastiques ont été ingérés par les larves et les adultes pendant les 48 heures d'exposition, et les adultes qui ont été affamés au préalable ont consommé une quantité nettement plus importante de microplastiques. Dans la phase de récupération post-exposition, l'excrétion a été rapide dès le premier jour. Cependant,</p>	Cong et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>plus de 20 % des particules étaient encore retenues par les larves qui ne se nourrissaient pas et 11,4 % par les larves qui se nourrissaient, après sept jours de récupération. Aucune différence significative n'a été constatée dans le taux de rétention.</p> <p>La mortalité était significativement plus importante chez les poissons exposés au PS à la fin de l'exposition de 120 jours suivant l'exposition aux microplastiques au stade précoce de la vie (larves). La croissance et la production d'œufs ont toutes deux été significativement réduites.</p>	
6.2.2. Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	<p>Cette étude a examiné les effets des microplastiques à base de PVC et de PE sur le bar <i>Dicentrarchus labrax</i> L. Les poissons ont été nourris avec des régimes contenant 100 ou 500 mg/kg de PE ou de PVC pendant trois semaines. La taille des microplastiques était comprise entre 40 et 150 µm.</p> <p>À 500 mg/kg, le PE a entraîné une baisse de l'activité des enzymes antioxydantes dans les deux concentrations et une augmentation des niveaux d'immunoglobuline M du mucus cutané. Le PVC a causé une augmentation de l'activité de rupture phagocytaire des leucocytes de la partie antérieure des reins dans les deux concentrations. Les traitements de 100 mg/kg de PVC et 500 mg/kg de PE ont causé une augmentation de l'éclatement respiratoire des leucocytes des reins de la tête.</p> <p>Dans tous les cas, une augmentation de la concentration de microplastiques a amplifié les altérations histopathologiques chez le bar.</p>	Espinosa et coll. 2019
6.2.2 Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	Cette étude a examiné les effets des microplastiques sur le poisson-zèbre (<i>Danio rerio</i>) dans des conditions statiques et semi-statiques. L'espèce <i>D. rerio</i> a été exposée à des microplastiques à base de PE (38,26 mm ± 15,64 µm) à des concentrations de 6,2, 12,5, 25, 50 et 100 mg/L pendant 144 heures.	Malafaia et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>Des éclosions précoces ont été observées chez les embryons dans des conditions statiques et le taux de survie était plus faible que celui des témoins à toutes les concentrations.</p> <p>Les caractéristiques morphologiques ont été affectées chez les <i>D. rerio</i> exposés au PE dans des conditions semi-statiques. La hauteur de la tête et la surface de la vésicule optique étaient plus grandes chez les poissons exposés à 12,5 à 100 mg/L que chez les témoins. Les répercussions chez les poissons exposés à 50 et à 100 mg/L comprenaient une plus grande distance interoculaire et un angle plus large entre les myoseptes.</p>	
<p>6.2.2 Effets écotoxicologiques</p> <p>Eau - Vertébrés</p>	<p>Cette étude a examiné l'accumulation et les effets de différentes formes de microplastiques (fibres de PP, fragments de PS et billes de PS) sur les poissons-zèbres (<i>D. rerio</i>).</p> <p>L'accumulation de microplastiques était la plus élevée dans le cas des fibres (8,0 µg/mg), suivie par les fragments (1,7 µg/mg) et les microbilles (0,5 µg/mg). Les fibres ont provoqué une cavitation plus importante de l'intestin que les fragments et les billes, et elles ont entraîné une nécrose et une inflammation plus graves des cellules épithéliales intestinales. Ces trois formes ont donné lieu à une régulation négative des gènes exprimés différemment liée au métabolisme des lipides, au métabolisme des hormones et à la sécrétion des protéines.</p> <p>Les fibres et les fragments ont causé les effets les plus graves dans le microbiote intestinal.</p>	Qiao et coll. 2019b
<p>6.2.2. Effets écotoxicologiques</p> <p>Eau - Vertébrés</p>	<p>Cette étude a examiné les effets des microplastiques à base de PS sur <i>D. magna</i> exposé à 0, 0,125, 1,25 et 12,5 µg/mL pendant 21 jours. Les microplastiques ingérés sont restés dans le tube digestif après un essai d'ingestion de 96 heures en milieu propre. L'exposition à la concentration la plus élevée a entraîné une augmentation</p>	De Felice et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	significative du nombre moyen de descendants.	
6.2.2. Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	Cette étude a examiné les effets de microplastiques à base de PMMA sur les taux d'ingestion et les activités enzymatiques gastro-intestinales des isopodes marins (<i>Idotea emarginata</i>), qui ont également été exposés à des aliments naturels. Les organismes n'ont pas été affectés par les microplastiques lorsqu'ils ont reçu suffisamment d'aliments naturels. Les microplastiques dans des aliments à faible teneur en nutriments ont entraîné une altération de l'absorption des aliments et des activités enzymatiques digestives.	Korez et coll. 2019
6.2.2. Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	Cette étude a examiné les impacts indépendants et combinés des microplastiques à base de PMMA sur le métabolisme et les taux d'alimentation de <i>Gammarus pulex</i> . L'espèce <i>G. pulex</i> a été exposée à du PMMA (40,2 µm) pendant 24 heures à différentes concentrations et températures (9, 15 et 19 °C). L'exposition aux microplastiques a modifié les taux métaboliques, mais pas les taux d'alimentation, avec une plus grande inhibition des taux métaboliques à des températures plus élevées (15 et 19 °C).	Kratina et coll. 2019
6.2.2. Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	Cette étude a examiné les effets des microplastiques à base de PS sur des crabes chinois juvéniles à mitaines (<i>Eriocheir sinensis</i>), qui ont été exposés à des concentrations de 0, 0,04, 0,4, 4 et 40 mg/L de PS pendant 7, 14 et 21 jours. De faibles concentrations (0,04 et 0,4 mg/L) de microplastiques ou une exposition de courte durée (7 ou 14 jours) ont favorisé l'activité des enzymes immunitaires et l'expression des gènes du système immunitaire. Des concentrations élevées (4 et 40 mg/L) ou une exposition à long terme (21 jours) ont eu un effet négatif sur l'immunité innée d' <i>E. sinensis</i> .	Liu Z et coll. 2019
6.2.2. Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	Cette étude a porté sur les effets de différents microplastiques et de leur mélange avec des tensioactifs sur la mortalité et	Renzi et coll. 2019b

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>l'immobilisation de <i>D. magna</i>. L'espèce <i>D. magna</i> a été exposée à du PE, du PVC, du PP, à un mélange de PVC et de PE, à un tensioactif seul, et à des mélanges de microplastiques et de tensioactifs, dans des conditions de jeûne et d'alimentation.</p> <p>Après une période d'exposition de 96 heures, la mortalité était supérieure à 30 % dans tous les essais (PE, PVC, PP, PVC/PE, agents tensio-actifs, ainsi que microplastiques et mélanges d'agents tensio-actifs). Il a été constaté que les agents tensioactifs augmentaient la mortalité et l'immobilisation dans tous les cas. L'exposition à des mélanges de PVC et d'agents tensio-actifs dans des conditions d'alimentation a provoqué le taux le plus élevé de mortalité et d'immobilisation, suivi par le PE et le PP mélangés avec des tensioactifs, les tensio-actifs seuls et le PE seul.</p>	
6.2.2. Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	Cette étude a examiné les effets des sphères de 500 nm en PS sur le <i>D. magna</i> à deux températures (18°C et 24°C). Des groupes de <i>D. magna</i> ont été exposés à des billes de PS à une concentration de 1 mg/L. Il a été démontré que l'exposition aux microplastiques interfère avec l'immunité de <i>D. magna</i> , et par conséquent avec leur capacité à répondre aux parasites. Les caractéristiques reproductives ont également été affectées par les microplastiques, entraînant une diminution de la taille des petits et une augmentation significative de la taille des couvées à 24°C, mais pas à 18°C.	Sadler et coll. 2019
6.2.2. Effets écotoxicologiques Eau - Vertébrés	Cette étude a examiné les effets des microplastiques à base de PS sur le copépode marin <i>Tigriopus japonicus</i> dans un contexte d'exposition sur deux générations suivie d'une récupération sur une génération. Les copépodes ont été exposés à des billes de PS à des concentrations de 0,023 et 0,23 mg/L dans l'eau de mer. L'ingestion de PS a été observée dans les générations F0 et F1 aux deux concentrations d'exposition. L'exposition des copépodes à 0,23 mg/L a entraîné une baisse du taux de survie, du	Zhang et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	nombre de nauplii/couvée et de la fécondité. Les caractéristiques ont été rétablies dans la génération F2. De plus, l'exposition aux microplastiques au stade de la récupération (F2) a entraîné une augmentation des processus de biosynthèse cellulaire et une réduction du stockage d'énergie.	
6.2.2 Effets écotoxicologiques Sol	Dans cette étude, le ver de terre <i>Aporrectodea rosea</i> a été exposé à des microplastiques à base de HDPE dans le sol. Les vers <i>A. rosea</i> exposés à un sol contenant du PEHD ont perdu sensiblement plus de biomasse que les témoins.	Boots et coll. 2019
6.2.2 Effets écotoxicologiques Sol	Plusieurs études ont examiné les effets des microplastiques sur les plantes terrestres. De Souza Machado et coll. (2019) ont découvert que les microplastiques modifiaient la biomasse et les caractéristiques des racines chez <i>Allium fistulosum</i> . Le polyester, le PS, le PEHD, le PET et le PE ont entraîné une augmentation de la biomasse racinaire, tandis que le PA a entraîné une diminution de la biomasse sèche. Contrairement aux résultats de De Souza Machado et coll. (2019) concernant le PEHD, Boots et coll. (2019) ont constaté que les microplastiques à base de PEHD entraînaient une diminution de la biomasse racinaire chez le <i>Lolium perenne</i> , ainsi qu'une diminution de la germination et de la longueur des pousses.	Boots et coll. 2019; De Souza Machado et coll. 2019
6.2.2 Effets écotoxicologiques Sol	Des études ont été menées sur le microbiote du sol. Ren et coll. (2020) ont constaté que les microplastiques de taille plus importante (<150 µm) réduisaient la richesse et la diversité des communautés microbiennes et fongiques, tandis que les traitements avec des particules microplastiques plus petites (<13 µm) entraînaient une augmentation de ces effets. Chen H et coll. (2020) ont étudié l'effet des microplastiques d'acide polylactique sur le microbiote du sol et n'ont trouvé aucun effet significatif sur la diversité ni la composition des communautés bactériennes ou les fonctions et processus écosystémiques connexes.	Chen H et coll. 2020, Ren et coll. 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
6.2.2 Effets écotoxicologiques Sol	Cette étude examine les réactions de défense chez les vers de terre exposés aux microplastiques. Des vers de terre <i>E. fetida</i> ont été exposés à des microplastiques à base de LDPE (100 à 200 µm) dans le sol à des concentrations de 0,1, 0,25, 0,5, 1,0 et 1,5 g/kg de poids corporel. L'activité de la catalase et la teneur en malondialdéhyde ont augmenté de manière significative dans le traitement de 1,0 g/kg après 28 jours d'exposition. Une activité nettement plus élevée de l'acétylcholine estérase a été observée à 1,0 g/kg le 28 ^e jour, et à 1,5 g/kg le 21 ^e jour. Par ailleurs, des dommages superficiels ont été observés chez les vers de terre exposés à la concentration la plus élevée de PEBD pendant 28 jours.	Chen Y et coll. 2020
6.2.2 Effets écotoxicologiques Sol	Des vers de terre <i>E. crypticus</i> ont été exposés à des microplastiques à base de PA (13 à 18 µm et 90 à 150 µm) pendant 21 jours. La reproduction a été considérablement réduite chez les vers de terre exposés aux microplastiques de taille 13 à 18 µm et 90 à 150 µm. La CE ₅₀ à 21 jours des microplastiques de 13 à 18 µm était de 108 g/kg. La production de juvéniles à la concentration d'exposition la plus élevée pour les microplastiques entre 90 et 150 µm était < 50 %, ce qui fait qu'une CE ₅₀ n'a pas pu être estimée de manière fiable.	Lahive et coll. 2019
6.2.2 Effets écotoxicologiques Sol	Dans cette étude des invertébrés du sol ont été exposés à des microfibres de PE. Des vers enchytraeides (<i>E. crypticus</i>), des collemboles (<i>Folsomia candida</i>), des isopodes (<i>Porcellio scaber</i>) et des acariens oribatides (<i>Oppia nitens</i>) ont été exposés à 200, 600, 1700, 5000 et 15 000 mg de fibres/kg de sol sec. Les espèces <i>E. crypticus</i> et <i>F. candida</i> ont également été exposées à des microfibres de PE dans des aliments enrichis. La reproduction d' <i>E. crypticus</i> a été légèrement réduite à toutes les concentrations dans le sol, sauf à 600 mg/kg ps. Aucun effet significatif n'a été observé chez les autres invertébrés.	Selonen et coll. 2020
6.2.2 Effets écotoxicologiques	Cette étude a investigué les effets des microfibres sur les escargots <i>Achatina fulica</i> .	Song et coll. 2019

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
Sol	Le sol a été traité avec des microfibres de PET à des concentrations de 0,014, 0,14 et 0,71 g/kg ps. Les taux d'excrétion moyens ont été réduits de 29,3 %, 46,6 % et 69,7 %, respectivement. Une baisse sensible de la consommation alimentaire a été observée à 0,14 et à 0,71 g/kg de poids corporel. Des lésions tissulaires notables ont également été constatées dans les estomacs et les intestins des escargots exposés aux microfibres.	
6.2.2. Effets écotoxicologiques Sédiments	Cette étude a examiné les effets de l'ingestion de microplastiques sur l'émergence de <i>Littorina littorea</i> pour éviter les prédateurs. Les auteurs de l'étude ont récupéré 118 microplastiques (98 % de fibres et 2 % de fragments) dans des organismes prélevés sur le terrain, allant de 0 à 6 microplastiques/individu. Ils ont constaté que l'exposition aux microplastiques n'avait aucune incidence sur la probabilité ni la latence de l'émergence.	Doyle et coll. 2020
6.2.2 Effets écotoxicologiques Sédiments	Cette étude a examiné les effets des microplastiques sur <i>Chironomus riparius</i> . Les gammes de taille des particules de PE utilisées étaient de 32 à 63 µm, 63 à 250 µm, et 125 à 500 µm, et <i>C. riparius</i> a été exposé à des concentrations allant de 1,25 à 20 g/kg de sédiments. Les larves consommaient de préférence des microplastiques plus petits et en consommaient davantage à des concentrations plus élevées. Les microplastiques de toutes les tailles ont considérablement réduit leur croissance après une exposition de 10 jours et un retard important dans le temps d'émergence a été observé. Les effets les plus importants ont été observés avec les microplastiques de 32 à 63 µm. Aucune mortalité n'a été observée.	Silva et coll. 2019
6.2.3 Transfert trophique	Ce rapport a passé en revue 421 études réalisées de 1929 à 2019 sur l'ingestion, la bioaccumulation et le transfert trophique des microplastiques. L'examen a confirmé le transfert trophique des microplastiques, cependant les organismes des niveaux trophiques supérieurs ont pu éliminer les microplastiques, ce qui a réduit le potentiel d'amplification par le réseau alimentaire.	Gouin 2020

Section pertinente	Résumé des nouvelles données	Source
	<p>Gouin (2020) a conclu que le poids de la preuve ne soutient pas la bioaccumulation des microplastiques.</p>	
6.2.3 Transfert trophique	<p>Cette étude a examiné les effets des microplastiques de PE (10 à 45 µm) sur <i>Lemna minor</i> et le Transfert trophique des microplastiques de <i>L. minor</i> à <i>Gammarus duebeni</i>. Des colonies de <i>L. minor</i> ont été exposées à une concentration estimée à 50 000 microplastiques/ml et des colonies ont été données à des adultes de <i>G. duebeni</i>.</p> <p>Dans les essais biologiques sur <i>L. minor</i>, il a été constaté que les microplastiques adhéraient aux colonies exposées de <i>L. minor</i>, avec des concentrations croissantes dans le temps. Aucun impact sur le taux de croissance, la fluorescence de la chlorophylle et la longueur des racines n'a été constaté.</p> <p>Dans l'expérience sur le transfert trophique, il a été constaté que les microplastiques se transféraient facilement à travers la chaîne alimentaire de <i>L. minor</i> à <i>G. duebeni</i>. Cependant, après 24 heures de purification, seulement 28,6 % des <i>G. duebeni</i> contenaient 1 à 2 microplastiques dans leur intestin. La mortalité de <i>G. duebeni</i> n'a pas été affectée.</p>	Mateos-Cárdenas et coll. 2019

Tableau A-5 : Impacts sur la santé humaine

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
7.2.1 Effets associés à une exposition par voie orale Études chez des animaux de laboratoire	<p>Six souris C57BL mâles ont été exposées de manière continue à des particules de microplastiques PE (10 à 150 µm) pendant cinq semaines consécutives dans leur alimentation (0, 2, 20 ou 200 µg/g aliments pour animaux; équivalant à 0, 6, 60 ou 600 µg/souris/jour).</p> <p>La dose de particules de microplastiques la plus élevée a entraîné une augmentation du nombre d'espèces microbiennes intestinales, l'abondance de bactéries et la diversité de la flore bactérienne indiquant une dysbiose intestinale.</p>	Li B et coll. 2020

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	<p>La concentration sérique de la cytokine pro-inflammatoire, l'interleukine-1α, a également augmenté chez les souris traitées par les particules de microplastiques par comparaison avec les souris du groupe témoin.</p>	
<p>7.2.1 Effets associés à une exposition par voie orale</p> <p>Études chez des animaux de laboratoire</p>	<p>Cette étude visait à évaluer les effets de l'exposition des mères aux particules de microplastiques sur les mères et leur progéniture (générations F1 et F2).</p> <p>Des souris ICR en gestation ont été exposées à des particules de microplastiques PS vierge de 5 μm administrées par l'eau de boisson (0, 100 ou 1 000 $\mu\text{g/L}$) pendant la gestation et la lactation (environ 42 jours). Cependant, comme les concentrations réelles d'exposition sont inconnues, l'évaluation de l'importance des résultats est difficile.</p> <p>L'exposition maternelle aux particules de microplastiques a été associée à un mauvais fonctionnement de la barrière intestinale et à une dysbiose du microbiote intestinal chez les mères, à une augmentation du poids relatif du foie chez les petits de la génération F1, à une modification des profils sériques et hépatiques des lipides chez les petits de la génération F1 (aux JPN 42 et 280) et ceux de la génération F2 (au JPN 42), et à des modifications dans les gènes liés au métabolisme énergétique du foie chez les souris des trois générations.</p> <p>Dans l'étude, on rapporte également des effets transcriptomiques et métabolomiques. Cependant, ces résultats ne sont pas clairs et, de ce fait, nécessitent d'autres études.</p>	<p>Luo et coll. 2019a</p>
<p>7.2.1 Effets associés à une exposition par voie orale</p> <p>Études chez des animaux de laboratoire</p>	<p>De façon semblable aux conditions expérimentales d'exposition décrites dans Luo et coll. (2019a), cette étude a permis d'évaluer les effets de l'exposition maternelle aux particules de microplastiques (0,5 ou 50 μm) sur les mères et, plus particulièrement, sur les petits de la génération F1.</p>	<p>Luo et coll. 2019b</p>

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	<p>L'exposition maternelle aux particules de microplastiques n'a eu aucun effet sur le rapport de masculinité, la survie, le poids corporel ou le poids relatif du foie, mais elle a entraîné une modification de la métabolisation des acides aminés, de la carnitine et des acides gras chez les petits de la génération F1.</p> <p>Dans l'étude, on rapporte également des effets transcriptomiques et métabolomiques. Cependant, ces résultats ne sont pas clairs et, de ce fait, nécessitent d'autres études.</p>	
<p>7.2.1 Effets associés à une exposition par voie orale</p> <p>Études chez des animaux de laboratoire</p>	<p>Dans une étude de toxicité pour la reproduction et le développement, des souris ICR mâles et femelles ont été exposées de façon continue à des particules de microplastiques PE vierge de 40 à 48 µm (0, 0,125, 0,5 ou 2 mg/jour; équivalent à 0, 3,75, 15 ou 60 mg/kg p.c.) par gavage pendant 90 jours (6 jours/semaine).</p> <p>Aux jours 80 à 89, les souris mâles et femelles ont été accouplées et euthanasiées au jour 90, à l'exception d'un sous-ensemble de souris femelles qui ont été exposées de façon continue à des particules de microplastiques (comme décrit ci-dessus) pendant la gestation et la lactation et euthanasiées au JPN 21 en même temps que les petits de la génération F1.</p> <p>L'exposition aux particules de microplastiques a mené à une diminution du gain de poids corporel chez les souris mâles de la génération F0, à une augmentation de la proportion relative de neutrophiles dans le sang chez les mâles et les femelles F0, et à la migration de granules vers la membrane cellulaire des mastocytes, à des dommages/une dégénérescence de la membrane cellulaire des mastocytes, à la persistance de matières semblables à des particules de microplastiques PE dans l'estomac, à l'accumulation d'organelles endommagées dans la rate et à une</p>	Park et coll. 2020

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	<p>augmentation des IgA dans le sang chez les souris femelles de la génération F0.</p> <p>Le nombre de naissances vivantes par mère et le poids corporel des petits six heures après leur naissance ont diminué de façon significative et la proportion de cellules T dans le sang de petits mâles et femelles de la génération F1 a été modifiée après une exposition maternelle à la dose la plus élevée de particules de microplastiques par comparaison avec les souris du groupe témoin.</p>	
7.2.1 Effets associés à une exposition par voie orale Toxicocinétique	<p>La présence de particules de microplastiques a été recherchée dans des échantillons de selles humaines de huit participants vivant dans différents pays du monde (un échantillon de selles par personne par pays).</p> <p>Tous les échantillons de selles contenaient des particules de microplastiques, les plastiques PP et PET étant les polymères les plus souvent détectés.</p> <p>En moyenne, 20 particules de microplastiques (50 à 500 µm) ont été détectées par 10 g de selles humaines. Cependant, la taille de l'échantillon dans cette étude est trop petite et trop diverse pour tirer des conclusions significatives.</p>	Schwabl et coll. 2019
7.2.1 Effets associés à une exposition par voie orale Toxicocinétique	<p>L'impact de la digestion artificielle <i>in vitro</i> sur le devenir des particules de microplastiques PE, PP, PVC, PET et PS (1 à 200 µm) a été étudié au moyen de mesures de la taille et de la forme des particules avant et après les diverses étapes de digestion (c.-à-d., avec de la salive simulée ainsi que des liquides gastriques et intestinaux simulés).</p> <p>Les cinq types de polymères ont été très résistants à la dégradation dans les liquides digestifs artificiels, ce qui semble indiquer que le tube digestif humain ne dégrade pas les particules de microplastiques.</p>	Stock et coll. 2020
7.2.3 Effets des biofilms	Certaines études ont trouvé des agents pathogènes possibles pour l'humain dans des	Gong et coll. 2019; Moore et coll. 2020b;

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	<p>biofilms associés aux particules de microplastiques. Par exemple, Gong et coll. (2019) ont détecté l'agent pathogène <i>Chryseobacterium</i> dans du PEBD dans le microcosme de l'eau de lac. Moore et coll. (2020b) ont isolé sept espèces de bactéries pouvant causer une infection chez l'humain à partir de déchets marins de macroparticules de plastique liées à la nourriture sur la côte de l'Irlande du Nord. Wu et coll. (2019) ont détecté <i>Pseudomonas monteili</i> et <i>P. mendocina</i> sur des particules de microplastiques isolées dans l'eau de cours d'eau, et Curren et Leong (2019) ont trouvé <i>Vibrio</i> et <i>Arcobacter</i> sur des particules de microplastiques provenant de milieux côtiers tropicaux à Singapour. Finalement, Wu N et coll. (2020) ont trouvé que l'abondance de bactéries pouvant être pathogènes (p. ex., <i>Bacillus</i>) sur des particules de microplastiques était significativement plus élevée que dans le milieu ambiant, pour les particules de microplastiques dans une zone estuarienne de la Chine.</p>	<p>Wu et coll. 2019; Curren and Leong 2019; Wu N et coll. 2020.</p>
7.2.3 Effets des biofilms	<p>Cette étude a montré l'absorption mesurable des traceurs radioactifs Cs et Sr dans les particules de microplastiques des eaux douces, estuariennes et de mer, semblant indiquer que les plastiques peuvent agir comme puits pour les radionucléides environnementaux omniprésents. Cependant, dans la plupart des cas, les taux d'adsorption de tous les types de biofilms sur plastique étaient bien plus faibles que ceux des sédiments de référence.</p>	<p>Johansen et coll. 2019</p>
7.2.3 Effets des biofilms	<p>Dans les bactéries isolées de déchets marins de macroparticules de plastique liées à de la nourriture, la résistance aux antibiotiques variait de 16,1 % à 98,1 % et comprenait la résistance à plusieurs catégories d'antibiotiques d'importance critique (p. ex., ampicilline, érythromycine).</p>	<p>Moore et coll. 2020b</p>
7.2.3 Effets des biofilms	<p>Cet examen semble indiquer que les particules de microplastiques dans les eaux de ballast servent de « points névralgiques » pour la prolifération et la propagation d'agents pathogènes pour l'humain résistants</p>	<p>Naik et coll. 2019</p>

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	à plusieurs médicaments par mécanismes de sélection conjoints.	
7.2.3 Effets des biofilms	L'accumulation de métaux sur des particules de microplastiques dans des eaux estuariennes naturelles a été corrélée positivement avec la quantité de biofilms associée, semblant indiquer que les biofilms facilitent l'accumulation de métaux.	Richard et coll. 2019
7.2.3 Effets des biofilms	Cette étude a examiné la dynamique de colonisation de particules de microplastiques vierges ou contaminées par des BPC, dans des microcosmes de sédiments marins en laboratoire anaérobiose. Les biofilms associés à des particules de microplastiques ont pu transformer les BPC, par déchlororation réductrice, plus rapidement que ceux associés à des substrats naturels, les rendant moins toxiques, mais davantage biodisponibles.	Rosato et coll. 2020
7.2.3 Effets des biofilms	Des gènes résistants aux antimicrobiens (GRA) ont été détectés dans des biofilms sur des particules de microplastiques, des roches et des feuilles dans un bioréacteur rempli d'eau de cours d'eau. Le sous-type GRA présentant la plus grande abondance relative de biofilms sur particules de microplastiques était le type de gène résistant à plusieurs médicaments, ce qui semble indiquer que les particules de microplastiques peuvent être sélectionnées pour leur résistance à plusieurs médicaments.	Wu et coll. 2019
7.2.3 Effets des biofilms	Certaines études ont rapporté une diversité communautaire plus élevée des biofilms sur particules de microplastiques que sur des substrats naturels (p. ex., roches et feuilles) (Wu et coll. 2019) et que dans des échantillons d'eau provenant d'un système de mariculture (Zhang Y et coll. 2020). Par contre, dans leur méta-analyse, Oberbeckmann et Labrenz (2020) ont conclu que les communautés bactériennes associées à des plastiques ne différaient pas de façon importante de celles associées à des substrats naturels et, de plus, que la région géographique influait sur les communautés	Wu et coll. 2019; Zhang Y et coll. 2020; Oberbeckmann and Labrenz 2020

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	bactériennes plus que les caractéristiques des surfaces des plastiques.	
7.2.3 Effets des biofilms	Cette étude portait sur l'enrichissement des bactéries résistantes aux antibiotiques sur la surface des particules de microplastiques dans un système de mariculture. Le pourcentage de bactéries résistantes aux antibiotiques sur le total des bactéries cultivables dans les échantillons de particules de microplastiques était significativement plus élevé que dans les échantillons d'eau.	Zhang Y et coll. 2020

Table A-6 : Transport des substances chimiques

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
Produits chimiques sorbés	Plusieurs études ont permis de constater que les particules de microplastiques peuvent transporter des polluants environnementaux tels que des antibiotiques et des perturbateurs endocriniens. En outre, Chen Q et coll. (2019) ont constaté que les particules de microplastiques plus petites, soit de taille 0,5 à 1,5 mm, libéraient des concentrations plus élevées de perturbateurs endocriniens dans le lixiviat que les particules de 1,5 à 5 mm et de 5 à 15 mm. De plus, la libération de perturbateurs endocriniens était affectée par les conditions environnementales. Il a été trouvé que le raisonnement solaire augmentait les concentrations de perturbateurs endocriniens dans les lixiviat.	Chen Q et coll. 2019; Guo et Wang 2019b; Liu X et coll. 2019
Produits chimiques sorbés	L'adsorption des métaux par les particules de microplastiques a été augmentée dans l'eau avec des demandes chimique et biologique élevées en oxygène, comme les eaux usées municipales. En outre, l'accumulation de métaux sur des débris de plastique peut être affectée par la présence de biofilms sur le plastique.	Godoy et coll. 2019; Yu et coll. 2019
Produits chimiques sorbés	Cette étude a permis d'étudier les effets des particules de microplastiques PA sur l'accumulation de PBDE chez les escargots (<i>Lymnaea stagnalis</i>). Les particules de microplastiques étaient constituées de fragments de PA dont la taille moyenne était	Horton et coll. 2020

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	<p>de 13 à 19 µm. Aucun aliment n'a été fourni aux 47 escargots à l'essai pendant les 96 heures qu'a duré l'expérience. Aucune mortalité n'a été rapportée chez ceux qui ont été exposés aux particules de microplastiques. Cependant, les escargots non exposés aux particules de microplastiques ont perdu significativement plus de poids que ceux qui l'ont été. L'augmentation de la concentration de PBDE dans les sédiments a entraîné une augmentation de la concentration de PBDE chez les escargots, mais la présence de particules de microplastiques n'a eu aucun effet sur l'absorption de PBDE.</p>	
Produits chimiques sorbés	<p>Comme dans l'étude de Chen Q et coll. (2019), les études ont révélé que les petites particules de microplastiques ont une capacité d'adsorption plus grande que les microparticules plus grandes.</p>	Li et coll. 2019; Ma et coll. 2019
Produits chimiques sorbés	<p>Dans des études en laboratoire, le chrome dans l'eau a été adsorbé par des particules de microplastiques (PE, PP, PVC, PS et PLA), avec une faible désorption. Le plastique PLA a adsorbé la plus faible quantité de chrome, tandis que le plastique PS a adsorbé la plus grande quantité de chrome, les cinq types de polymères atteignant la saturation dans les 48 heures. Dans un modèle de système digestif humain entier in vitro, la biodisponibilité du chrome hexavalent et trivalent lié à des particules de microplastiques a été observée, avec une désorption accrue des sucs digestifs synthétiques (surtout dans les sucs gastriques, mais également dans les sucs intestinaux).</p>	Liao and Yang 2020
Produits chimiques sorbés	<p>Cette étude a permis d'étudier la biodisponibilité des HAP sorbés par des particules de microplastiques pour les espèces de copépodes marins <i>Acartia tonsa</i> et <i>Calanus finmarchicus</i>. Dans les études de toxicité aiguë et de bioaccumulation réalisées, il a été constaté que les HAP sorbés par les particules de microplastiques ne se sont pas accumulés et n'ont pas contribué à la toxicité de façon significative</p>	Sørensen et coll. 2020

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	lorsque les copépodes ont été co-exposés avec les mêmes produits chimiques, mais dissous.	
Produits chimiques sorbés/additifs	<p>Barboza et coll. (2020) ont rapporté une corrélation significative et positive entre la concentration totale des bisphénols dans les muscles et le foie et le nombre total de particules de microplastiques chez le poisson.</p> <p>Dans d'autres études (Garcia-Garin et coll. 2020; Hermabessiere et coll. 2019), aucune corrélation significative n'a été dégagée entre les charges en particules de microplastiques et les concentrations d'additifs pour plastique ou de composés organiques hydrophobes chez les bivalves ou encore entre les charges en particules de microplastiques dans le tube digestif des poissons et les concentrations d'organophosphates dans les muscles des poissons.</p>	Barboza et coll. 2020; Garcia-Garin et coll. 2020; Hermabessiere et coll. 2019
Additifs	<p>Cette étude portait sur les effets du lixiviat provenant de PS expansible sur des espèces de microalgues : <i>Dunaliella salina</i>, <i>Scenedesmus rubescens</i>, <i>Chlorella saccharophila</i> et <i>Stichococcus bacillaris</i>.</p> <p>Les microalgues ont été exposées au lixiviat provenant de trois fourchettes de diamètres de fragments et de sphères de PS expansible pendant sept jours, avec une concentration de fragments et deux concentrations de sphères.</p> <p>La concentration d'hexabromocyclododécanes (HBCD) dans le lixiviat de petits fragments a été significativement plus élevée que dans la faible concentration de grandes sphères. Cependant, les concentrations de BPA et de carbone organique dissous (COD) étaient similaires. Les quatre espèces ont connu divers degrés d'augmentation de leur activité de photosynthèse et de leur croissance.</p>	Chae et coll. 2020

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
Additifs	<p>Des essais de lixiviation ont été menés pour évaluer la libération des pigments rouges des particules de microplastiques PEBD réduites en poudre (< 500 µm) dans un système digestif mammalien simulé in vitro.</p> <p>Le vieillissement des particules de microplastiques a mené à une augmentation de la libération des pigments, un plus long vieillissement entraînant une plus grande libération des pigments.</p> <p>Le taux de libération des pigments provenant des particules de microplastiques était plus lent dans les liquides intestinaux simulés que dans les liquides gastriques simulés.</p> <p>Une fois libérés dans les liquides digestifs simulés, les pigments ont formé des complexes avec des protéines.</p>	Luo et coll. 2020
Additifs	<p>Cette étude portait sur les effets des microparticules de PVC contenant le plastifiant diisononylphthalate (DiNP) sur <i>Daphnia magna</i>. Des groupes de <i>D. magna</i> ont été exposés à du PVC rigide (sans DiNP) ou à du PVC souple (avec ajout de DiNP) pendant 31 jours, à un ratio de concentration de 1:10 pour le PVC et les algues. Une concentration de 2,67 mg/L de DiNP du lixiviat provenant du PVC souple a été mesurée dans la solution d'essai et a mené à une augmentation de la longueur du corps et à une diminution du nombre de rejetons.</p>	Schrank et coll. 2019
Additifs	<p>Cette étude portait sur les effets de l'ingestion de particules de microplastiques sous forme de mousse sur <i>Physa acuta</i>, <i>Bembidium nanum</i>, le bivalve marin <i>Mytilus galloprovincialis</i>, <i>Daphnia magna</i>, <i>Allorchestes compressa</i> et les nauplii du crustacé marin <i>Artemia</i> sp.</p> <p>Les particules de microplastiques ont été produites à partir de deux types de mousses : la « mousse régulière » a été produite à partir de phénol-formaldéhyde à</p>	Trestail et coll. 2020

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	<p>base de pétrole et la « biomousse » à partir de phénol-formaldéhyde à base de végétaux. Les 6 espèces à l'essai ont ingéré les deux types de mousses. Même si l'ingestion a été similaire pour les deux mousses, plus de deux fois plus de composés phénoliques se sont lixiviés des particules de microplastiques de la biomousse que des particules de microplastiques de la mousse régulière.</p> <p>L'étude portait également sur la toxicité des lixiviats de particules de microplastiques. Elle a été réalisée à l'aide d'essais de toxicité sur des nauplii d'<i>Artemia</i>, <i>D. magna</i> et <i>D. rerio</i>. Les lixiviats provenant des particules de microplastiques de la mousse régulière et de celles de la biomousse ont eu la même toxicité aiguë pour les nauplii d'<i>Artemia</i> et <i>D. magna</i>. Cependant, les particules de microplastiques de la biomousse étaient deux fois plus toxiques pour les embryons de <i>D. rerio</i> par comparaison avec le lixiviat des particules de microplastiques de la mousse régulière.</p> <p>Afin de distinguer les effets du lixiviat des effets physiques des particules de microplastiques, on a exposé des spécimens de <i>M. galloprovincialis</i> à quatre traitements : aux particules de microplastiques uniquement (1 mg de particules de microplastiques/mL); au lixiviat uniquement (à une concentration équivalente au lixiviat provenant de 1 mg particules de microplastiques/mL); aux particules de microplastiques et au lixiviat; et à de l'eau de mer (groupe témoin). Les changements pour les effets sur l'activité de la catalase, l'activité de la glutathion S-transférase et la peroxydation des lipides étaient les moins graves pour les lixiviats uniquement, puis par les particules de microplastiques uniquement, puis par les particules de microplastiques et le lixiviat. Les auteurs ont formulé l'hypothèse que le lixiviat de particules de microplastiques et la présence</p>	

Section pertinente	Résumé de la nouvelle information	Source
	physique de particules de microplastiques auraient des effets distincts et cumulatifs sur les organismes.	

Annexe B : Autres présences de plastiques dans l'environnement à l'échelle mondiale

B-1. Rivages

La pollution plastique a été mise en évidence sur les rivages partout dans le monde. Par exemple, une étude a permis de trouver des macroplastiques sur chaque plage examinée d'une île en Polynésie française, et les plastiques y comptaient pour 20 % à 100 % de l'ensemble des détritus (Connors 2017).

Chen H et coll. (2019) ont recueilli des détritus marins autour d'une ville touristique de l'Est de la Chine et ont constaté que les plastiques comptaient pour le gros des détritus, flottant à la surface, reposant au fond ou rejetés par les vagues sur les plages. À ces trois endroits, les sacs d'épicerie étaient les détritus les plus fréquemment observés. Sur les rivages, les mousses utilisées dans le domaine des pêches et de l'aquaculture sont observées en des quantités équivalentes à celles des sacs d'épicerie. La densité moyenne des microplastiques flottant sur l'eau était de 36 456 articles/km².

Horn et coll. (2019) ont détecté la présence de microplastiques sur les 51 plages de la Californie qu'ils ont échantillonnées. Le nombre moyen de microplastiques était de 11,8 par 100 mL de sédiments, et 95 % des microplastiques détectés étaient sous forme de fibres. Les polymères recensés étaient le PP, le PP isotactique, le PP atactique, le polyacrylate, le PE et le polyester.

Ryan et coll. (2018) ont recueilli des détritus d'une taille entre 2 à 25 mm sur des plages en Afrique du Sud et ont constaté que 99 % d'entre eux étaient des articles en plastique et que les granules industriels (qui sont utilisés comme matière première dans l'industrie des plastiques) étaient le type de plastiques le plus abondant. Habituellement, les granules pénètrent dans l'environnement par l'intermédiaire de déversements accidentels en milieu terrestre ou marin. Corcoran et coll. (2015) ont observé que les conditions météorologiques jouent un rôle dans l'accumulation de granules industriels, tout comme la présence de matière organique échouée dans laquelle les granules peuvent être coincées.

Zhou et coll. (2018) ont étudié la présence de microplastiques sur des plages donnant sur le golfe de Bohai et la mer Jaune en Chine. L'identification visuelle et l'analyse par ITFR des microplastiques ont permis de déterminer que le PE et le PP constituaient la majorité des échantillons. Parmi les types de plastiques détectés, les flocons étaient les plus abondants, suivis des mousses, des fragments, des fibres, des granules, des pellicules et des éponges. L'abondance de microplastiques variait grandement, de 1,3 à 14 712,5 particules/kg en poids sec, avec une moyenne globale de 740 particules/kg. De même, Karthik et coll. (2018) ont étudié la présence de microplastiques sur des plages de la côte sud-est de l'Inde. La concentration de microplastiques le long de la côte variait de 2 à 178 particules/m², avec une

moyenne de 46,6 particules/m². Une analyse par ITFR a permis de relever les principaux composants suivants : le PE, le PP et le PS.

Les macroplastiques et les microplastiques sont très présents dans l'Arctique, et ce, malgré l'éloignement de cette région par rapport aux zones industrialisées et densément peuplées. Des plastiques sont présents dans tous les milieux abiotiques de l'Arctique européen, et une étude menée en 2017 sur les plages l'Atlantique Nord dans l'Arctique a permis d'établir que la quantité de détritus sur les plages variait de 1475 articles par 100 m au printemps à 195 articles par 100 m en été (PAME 2019).

B-2. Eaux de surface

La pollution plastique est présente à la surface des étendues marines et d'eau douce partout dans le monde, et la présence de microplastiques dans les eaux de surface en milieu marin a fait l'objet de nombreuses études. Aux fins d'illustration, voici une synthèse de certains articles sur ce sujet.

Aux États-Unis, Mason et coll. (2016) ont prélevé des échantillons des eaux de surface du lac Michigan et ont noté que l'abondance des microplastiques variait d'environ 1 400 à 100 000 particules/km² (moyenne = 17 267 particules/km²), et 59 % des particules avaient une taille entre 0,355 et 0,999 mm. Les microplastiques étaient répartis assez uniformément à la surface du lac, et ce, malgré l'apparition d'un tourbillon saisonnier à l'extrémité sud du lac. Les microplastiques étaient en ordre décroissant des fragments, des fibres et de lignes, et ils étaient principalement constitués de PE, mais également de PP. Wang et coll. (2018) ont étudié les microplastiques dans l'eau douce en Chine. Les concentrations dans les lacs Dongting et Hong variaient entre 900 et 4 659 particules/m³, et les concentrations étaient beaucoup plus élevées dans le canal de sortie reliant le lac Dongting au fleuve Yangtze, une zone caractérisée par une intense circulation maritime. Les microplastiques étaient principalement constitués de PE et de PP, et la majorité était sous forme de fibres. De plus, plus de 65 % de l'ensemble des microplastiques avaient une taille inférieure à 2 mm (Wang et coll. 2018).

Des échantillons d'eau de surface ont été prélevés le long du Rhin en Europe, et des microplastiques ont été détectés dans tous les échantillons, la concentration moyenne se chiffrant à 892 777 particules/km². Une concentration de pointe de 3,9 millions de particules/km² a été mesurée dans un seul échantillon prélevé à Rees (Allemagne), ce qui appuie les conclusions selon lesquelles des concentrations élevées de microplastiques sont observées à proximité des zones densément peuplées. Les microplastiques détectés étaient principalement sous forme de sphères, mais aussi sous forme de fragments (Mani et coll. 2015).

Des macroplastiques ont été observés flottant à la surface de l'océan Arctique, et des microplastiques ont été détectés en surface et dans la colonne d'eau dans l'Arctique. Parmi les microplastiques observés dans les eaux de surface et de subsurface (jusqu'à une profondeur de 6 m), 95 % étaient des fibres (Hallanger et Gabrielsen 2018). Les plastiques peuvent également être pris au piège dans la glace de mer, et les concentrations mesurées de microplastiques variaient entre 38 et 234 particules par mètre cube de glace (Obbard et coll. 2014). Plus récemment, Peeken et coll. (2018) ont calculé que l'abondance des microplastiques dans la glace de mer en Arctique variait de $1,1 \times 10^6$ particules/m³ à

$1,2 \times 10^7$ particules/m³, et les concentrations étaient très variables. La majorité de ces microplastiques avait une taille inférieure à 50 µm. Parmi les 17 polymères détectés, le PE était le plus courant (moyenne de 48 %).

Dans l'Adriatique, Zeri et coll. 2018 ont noté une abondance considérablement plus élevée de macroplastiques en milieu extracôtier (> 4 km) qu'en milieu côtier, mais une abondance plus élevée de microplastiques sur les rivages (≤ 4 km) qu'en milieu extracôtier. Ces auteurs ont également recueilli 22 245 particules de microplastique dans les eaux de surface et ils ont identifié visuellement 658 macroplastiques, qui comptaient pour 91,4 % des détritus recensés. Les macroplastiques étaient constitués de sacs en plastique (29 %), de morceaux de plastique (22 %), de feuilles (15 %), de boîtes à poissons en PS expansé (13 %), de couvercles et d'emballages (8,8 %), de morceaux de PS (4,3 %) et de bouteilles en plastique (1,4 %).

Les détritus flottants collectés au Vietnam se composaient en moyenne de 26 % de plastique en poids. La masse totale de plastiques était constituée de sacs (37 %), d'emballages (contenants alimentaires à usage unique - 14 %) et d'autres plastiques (48 %) comme des bouteilles en plastique, des emballages alimentaires, des gobelets et des ustensiles (Lahens et coll. 2018).

Plusieurs chercheurs ont signalé la présence et l'agrégation potentielle de microplastiques dans la mer Méditerranée. Par exemple, de Haan et coll. (2019) ont prélevé des échantillons d'eau de surface à l'aide de filets à mailles de 335 µm et ont ainsi détecté 2 489 particules de plastique. Les microplastiques constituaient 94,6 % des plastiques en abondance et 55 % en poids, avec une moyenne de 0,10 article/m². Les trois polymères les plus abondants étaient le PEHD et le PEHD (54,5 %), le PP (16,5 %) et le PS (9,7 %) [de Haan et coll. 2019].

Bordós et coll. (2019) ont examiné la présence de microplastiques en Hongrie. Étant donné l'utilisation d'un préfiltre de 2 mm au cours de l'échantillonnage, aucun microplastique de taille variant entre 2 et 5 mm n'a été prélevé. Une identification visuelle et une analyse à l'aide d'un microscope par ITFR ont permis d'identifier six polymères parmi les particules de plastique soupçonnées, soient le PE, le PP, le PS, le PTFE, le polyacrylate et le polyester. Parmi les 13 échantillons d'eau prélevés, 12 contenaient des microplastiques à une concentration variant entre 3,52 et 32,1 particules/m³, avec une moyenne de 13,8 particules/m³. Toutes les eaux qui atteignent les lieux d'échantillonnage (c.-à-d. intrants) avaient des concentrations de microplastiques plus élevées que les eaux quittant ces mêmes lieux (c.-à-d. effluents).

Pan et coll. (2019) ont noté la présence de microplastiques dans les eaux de surface du Nord-Ouest du Pacifique. La concentration de particules recueillies à 18 stations variait grandement, de $6,4 \times 10^2$ à $4,2 \times 10^4$ articles/km². L'analyse des microplastiques en microspectroscopie Raman a permis d'établir la répartition suivante : PE (57,8 %), PP (36,0 %) et nylon (3,4 %).

Poulain et coll. (2019) ont analysé la concentration de microplastiques dans la gyre océanique subtropicale de l'Atlantique Nord. Les microplastiques ont été classés en petits microplastiques (de 0,025 à 1 mm) et grands microplastiques (de 1 à 5 mm). Les petits et les grands microplastiques ont été respectivement prélevés au moyen de filets à mailles de 25 µm et de 300 µm. Les auteurs ont tenu

compte de la diminution de la flottabilité des petits microplastiques relativement aux grands microplastiques, et ils ont utilisé un facteur de correction pour la susceptibilité accrue des microplastiques au transport vertical entraîné par le vent. Les concentrations de grands et de petits microplastiques corrigées pour le transport vertical étaient respectivement de 50 à 1000 g/km² et de 5 à 14 000 g/km².

Eriksen et coll. (2014) ont effectué 680 traits de filet dans les eaux de surface à divers endroits dans le monde et ont détecté des plastiques dans 92,3 % des traits. Des relevés visuels dans le sud du Pacifique, dans le nord du Pacifique, dans le sud de l'Atlantique, dans l'océan Indien et autour de l'Australie ont également indiqué que les articles en mousse de PS étaient les macroplastiques les plus fréquemment observés. Les auteurs ont estimé que 5,25 billions de particules de plastique flottent en milieu marin, pour un total de 268 940 tonnes. Leurs résultats indiquent que la pollution par les plastiques s'est propagée dans tous les océans du monde et que les plastiques s'accumulent dans les gyres subtropicaux. Une zone d'accumulation de plastiques flottants dans le gyre subtropical du Pacifique Nord est communément appelée le Grand Vortex de déchets du Pacifique (Eriksen et coll. 2014). Lebreton et coll. (2018) ont estimé qu'une zone de 1,6 million de km² de ce grand vortex contient 1,8 billion de morceaux de plastique pesant un total de 79 000 tonnes. La concentration de masse moyenne des plastiques mesurée dans le Grand Vortex de déchets du Pacifique a augmenté de façon exponentielle au cours des décennies passées, passant de 0,4 kg/km² (n = 20) dans les années 1970 à 1,23 kg/km² (n = 288) en 2015 (Lebreton et coll. 2018).

B-3. Zone benthique

La pollution plastique a également été détectée dans les sédiments marins partout dans le monde, et ils sont habituellement dominés par des microplastiques. Dai et coll. (2018) ont fait état de la présence de microplastiques dans les eaux de surface, dans la colonne d'eau et dans les sédiments de la mer de Bohai, dans l'océan Pacifique. Des microplastiques ont été détectés dans les 20 échantillons d'eau de surface, et leur concentration variait de 0,4 à 5,2 particules/l, avec une moyenne de 2,2 particules/l. La concentration moyenne de microplastiques dans la colonne d'eau variait de 1,6 à 6,9 particules/l. Aucune tendance claire à l'accumulation de microplastiques n'a été observée à toute profondeur particulière dans la colonne d'eau, et l'abondance dans les sédiments ne concordait pas à celle dans la colonne d'eau. La concentration dans les sédiments de surface variait de 31,1 à 256,3 particules/kg. Les microplastiques trouvés dans l'eau et les sédiments étaient principalement des fibres, mais ils étaient également présents sur forme de fragments. Une analyse par µ-ITFR a permis d'établir que le PS était le polymère qui affichait la plus forte concentration dans les eaux de surface et que le PTE et le PVC étaient ceux présentant les plus fortes concentrations en eau profonde.

En Argentine, une moyenne de 25 macroparticules de plastique/m² et de 704 fragments de particules de microplastiques/m² a été détectée dans les sédiments. Les macroplastiques polluants ont été classés en 24 types, et les types les plus dominants étant les emballages alimentaires (PP et PS), les sacs (PEBD et PEHD), les bouteilles (PTE) et les contenants alimentaires jetables en mousse de polystyrène (PS) (Blettler et coll. 2017). Dans une étude menée au Royaume-Uni, les principaux types de pollution par les macroparticules de plastique trouvés dans les sédiments étaient des emballages ainsi que des articles

liés à la pêche et à la circulation maritime (Browne et coll. 2010). Des macroplastiques et des microplastiques ont été détectés dans les sédiments d'une aire marine protégée en Italie, en des quantités variant respectivement en moyenne de 11,9 à 46,4 morceaux et de 151,0 à 678,7 morceaux par kilogramme en poids sec de sédiments. Plus de 85 % des microplastiques étaient des fibres (Fastelli et coll. 2016). Bordós et coll. (2019) ont échantillonné des sédiments en Hongrie et ont noté que 9 échantillons sur 12 contenaient des microplastiques dans une concentration variant de 0,46 à 1,62 particule/kg, avec une moyenne de 0,81 particule/kg. Le polymère le plus dominant était le PP. La quantité de détritus marins en Croatie variait de 3,4 articles/kg en poids sec à 528 articles/kg en poids sec, et les macroplastiques comptaient pour 1,3 à 11,3 % des échantillons. Comme en Italie, le type de microplastiques le plus abondant en Croatie était les fibres, qui comptaient pour 39,9 à 90,1 % du nombre total d'articles en plastique (Renzi et coll. 2019a; Blašković et coll. 2017).

Blašković et coll. (2017) n'ont trouvé aucune corrélation entre l'ampleur et le patron de la contamination par les plastiques, la taille du grain des sédiments et la profondeur d'échantillonnage. À Svalbard, dans l'Arctique, les microplastiques dans les sédiments à une profondeur de 40 à 79 m étaient encore une fois dominés par des fibres, dont la concentration se chiffrait à 9,2 fibres/kg (Sundet et coll. 2016).

Vidyasakar et coll. (2018) ont réalisé la première étude sur la distribution et les caractéristiques des plastiques dans les sédiments marins de l'île Rameswaram, le long de la côte sud-est de l'Inde. Le PP était le polymère le plus abondant, suivi du PE, du PS, du nylon et du PVC. Les plastiques de forme irrégulière étaient les plus abondants (69,2 %), suivis des fibres (17,9 %) et des granules (12,9 %).

Des microplastiques ont été détectés en grandes quantités dans les sédiments fluviaux à Shanghai (Peng et coll. 2018), et les concentrations de microplastiques variaient de 5,3 particules/100 g en poids sec à 160 particules/100 g en poids sec. La concentration moyenne pour l'ensemble des sites était de 80,2 particules/100 g en poids sec. La concentration de microplastiques était la plus élevée dans les zones résidentielles, suivies des parcs, des zones rurales et des zones touristiques. La majorité des microplastiques était sous forme de sphères (88,98 %), mais des fibres (7,55 %) et des fragments (3,47 %) ont également été détectés. Les deux types de polymères les plus dominants identifiés par une analyse par μ -ITFR étaient le PP et les polyesters (Peng et coll. 2018).

García-Rivera et coll. (2018) ont tiré des données de relevés du projet d'études internationales par chalutage de fond (International Bottom Trawl Survey in the Mediterranean—MEDITS) et ont noté qu'en onze ans, 2 197,8 kg de détritus marins ont été recueillis sur le fond marin méditerranéen en Espagne (dans cinq strates à une profondeur de 0 à 800 m) et 29,3 % en poids de ces déchets étaient constitués de plastique. Les auteurs ont souligné que la quantité de détritus marins est généralement demeurée stable au cours de la période du relevé. La densité de détritus marins dans les zones profondes de l'Arctique aurait augmenté de 2004 à 2014, passant de 346 à 8 082 articles/km², les plastiques comptant pour 47 % des détritus (PAME 2019). Un sac en plastique a été trouvé dans la fosse des Mariannes à une profondeur de 10 898 m (Chiba et coll. 2018).

Annexe C : Autres renseignements sur la présence de microplastiques dans les aliments

Tableau C-1 : Sommaire des données sur la présence de microplastiques dans les aliments

Aliment	Concentration	Taille (µm)	Forme	Source(s)
Poissons	De 0 à 20 particules de microplastiques/poisson (tractus gastro-intestinal)	De 130 à 5000	Principalement des fragments et des fibres	Lusher et coll. 2013; EFSA 2016; Campbell et coll. 2017; FAO 2017; Barboza et coll. 2018; Liboiron et coll. 2018, 2019; Slootmaekers et coll. 2019; Hantoro et coll. 2019; Toussaint et coll. 2019
Poissons	De 0 à 4,6 particules de microplastiques/poisson (muscle); De 0,57 à 1,85 particules de microplastiques/g de poisson (muscle)	De 100 à 5000 (fibres) De 100 à 500 (fragments)	Principalement des fragments et des fibres	Karami et coll. 2017a; Abbasi et coll. 2018; Akhbarizadeh et coll. 2018,
Mollusques	De 0 à 10 particules de microplastiques/moule ^a ; De 0,2 à 2,9 particules de microplastiques/g de moule	De 5 à 4700	Principalement des fragments et des fibres	De Witte et coll. 2014; Van Cauwenbergh et Janssen 2014; Li et coll. 2015, 2018a; Van Cauwenbergh et coll. 2015; Catarino et coll. 2018; Naji et coll. 2018; Su et coll. 2018; Patterson et coll. 2019; Toussaint et coll. 2019
Crustacés	1,23 particules de microplastiques/crevette entière ^b ; 0,68 particules de microplastiques/g de crevette entière, poids humide	De 200 à 1000	Principalement des fibres	Devriese et coll. 2015
Crustacés	7,8 particules de microplastiques/crevette (tissu musculaire et exosquelette)	De 100 à 250	Principalement des fragments filamentueux	Abbasi et coll. 2018
Crustacés	0,80 mg de particules de microplastiques/homard (tractus gastro-intestinal)	Non déclaré	Principalement des fibres	Murray et Cowie 2011, Welden et Cowie 2016
Sel de mer ^c	De 0 à 19 800 particules de microplastiques/kg de sel de mer	De 4 à 5000	Les formes les plus abondantes pour tous les types de sels étaient des fragments et des fibres.	Yang et coll. 2015; Iñiguez et coll. 2017, Karami et coll. 2017b; Gündoğdu 2018; Kim et coll. 2018; Renzi et Blašković 2018; Seth et Shriwastav 2018; Lee et coll. 2019; Peixoto et coll. 2019

^a Les moules sont les espèces de mollusques les plus fréquemment étudiées. Des concentrations similaires de particules de microplastiques ont été signalées chez les myses, les huîtres, les pétoncles et les escargots.

^b Des particules de microplastiques ont été observées seulement dans l'appareil digestif, la tête et les branchies de crevettes entières et non dans le tissu musculaire abdominal de crevettes pelées.

^c La concentration de particules de microplastiques dans le sel a varié considérablement en fonction de l'origine et du type du sel.

Tableau C-2 : Sommaire des données sur la présence de particules de microplastiques dans l'eau embouteillée

Type de bouteilles	Concentration (particules de microplastiques/l)	Taille (µm)	Forme	Emplacement	Source
Plastique (non spécifié s'il s'agit de bouteilles à usage unique ou à usages multiples)	10,4	> 100	Principalement des fragments	Plusieurs emplacements autour du monde (Brésil, Chine, France, Allemagne, Inde, Indonésie, Italie, Liban, Mexique, Royaume-Uni, États-Unis)	Mason et coll. 2018
PTE à usage unique	2649 ± 2857	≥ 1	Non déclaré	Allemagne	Olßmann et coll. 2018
PTE à usages multiples (nouvelles bouteilles)	2689 ± 4371				
PTE à usages multiples (vieilles bouteilles)	8339 ± 7043				
Verre	$6292 \pm 10\,521$	≥ 5	Non déclaré	Allemagne	Schymanski et coll. 2018
PTE à usage unique	14 ± 14				
PTE à usages multiples	118 ± 88				
Carton	11 ± 8				
Verre	50 ± 52				

Annexe D : Données supplémentaires sur les études écotoxicologiques

Tableau D-1 : Milieu aquatique : organismes d'eau douce

Organisme et durée d'exposition	Type et concentration de particules de microplastiques	Résumé des effets	Source
<p><i>Daphnia magna</i> (daphnie)</p> <p>Pour les expériences d'absorption, l'exposition était de 15, 30, 60, 120 et 240 min</p> <p>Pour les expériences de dépuraction, l'exposition était de 1 heure</p> <p>Pour les expériences avec différents régimes alimentaires, l'exposition était de 1 heure</p> <p>Pour les essais de toxicité chronique, l'exposition était de 21 jours</p>	<p>Des particules de PS modifié par un carboxylate ayant une fluorescence jaune-vert (2 µm) ont été utilisées pour les expériences d'absorption et de dépuraction.</p> <p>Des particules de microplastiques de PS (2 µm) non fluorescents ont été utilisées pour les essais de toxicité.</p> <p>Pour les expériences d'absorption et de dépuraction, la concentration de particules de microplastiques était de $1,46 \times 10^2$ mg/L et la concentration d'algues était de $1,00 \times 10^{-1}$ mg/L.</p> <p>Pour les expériences avec différents régimes alimentaires, les concentrations de particules de microplastiques étaient de $6,93 \times 10^{-4}$, $1,39 \times 10^{-3}$, $2,77 \times 10^{-3}$, $5,54 \times 10^{-3}$, $8,31 \times 10^{-3}$ et $1,11 \times 10^{-2}$ mg/L. Les concentrations d'algues étaient de $5,00 \times 10^{-2}$, $1,00 \times 10^{-1}$, $2,00 \times 10^{-1}$, $4,00 \times 10^{-1}$, $6,00 \times 10^{-1}$ et $8,00 \times 10^{-1}$ mg/L.</p>	<p>Les essais d'absorption et de dépuraction indiquent que <i>D. magna</i> mis en présence de deux types de particules de microplastiques et d'algues a consommé une quantité significativement plus faible de particules de microplastiques par rapport aux crustacés ayant ingéré seulement des particules de microplastiques. Les expériences avec différents régimes alimentaires ont montré que cet effet pouvait aussi être observé avec de faibles concentrations d'algues et que des concentrations croissantes d'algues entraînaient une absorption décroissante des particules de microplastiques.</p> <p>Chez <i>D. magna</i> adulte, une mortalité a été constatée dans tous les groupes traités contrairement au groupe témoin, après sept jours d'exposition. Lorsqu'on a utilisé une faible concentration d'algues ($1,00 \times 10^{-1}$ mg/L) avec une concentration</p>	<p>Aljaibachi et Callaghan 2018</p>

	<p>Les groupes témoins des expériences d'absorption et de dépuration et des expériences avec différents régimes alimentaires n'ont pas été exposés aux algues.</p> <p>Pour les essais de toxicité chronique, les concentrations de particules de microplastiques étaient de $1,39 \times 10^{-3}$ mg/L (faible) et $1,11 \times 10^{-2}$ mg/L (élevé). Les concentrations d'algues étaient de $1,00 \times 10^{-1}$ mg/L (faible) et de $8,00 \times 10^{-1}$ mg/L.</p> <p>Le groupe témoin des essais de toxicité chronique n'a pas été exposé à des particules de microplastiques.</p>	<p>relativement élevée de particules de microplastiques ($1,11 \times 10^{-2}$ mg/L), la TL₅₀ était de $10,09 \pm 0,70$ %, soit une valeur légèrement plus faible que celle du témoin pour une même concentration d'algues. On n'a relevé aucun effet sur la reproduction.</p> <p>Chez <i>D. magna</i> au stade de néonate, la mortalité des néonates nourris avec une faible concentration d'algues ($1,00 \times 10^{-1}$ mg/L) et des macroplastiques était significativement plus élevée que celle des néonates nourris uniquement avec des algues. On n'a constaté aucun effet sur la mortalité à une concentration d'algues élevée ($8,00 \times 10^{-1}$ mg/L) et avec l'absorption de particules de microplastiques. On n'a relevé aucune variation significative de la reproduction lorsque le régime alimentaire était le même, avec et sans microplastique.</p>	
<i>Xenopus laevis</i> (grenouille griffée d'Afrique) têtard Stades de développement 36 à 46	<p>Particules de microplastiques de PS bleues ($2,75 \pm 0,09$ µm) à $0,125$ µg/mL, $1,25$ µg/mL et $12,5$ µg/mL (nominale)</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des particules de microplastiques.</p>	<p>Des particules de microplastiques ont été trouvées dans le tube digestif des têtards pour chaque concentration étudiée. Toutefois, les analyses par MEB laissent penser que les parois épithéliales n'ont subi aucune lésion mécanique causée par ces particules.</p>	De Felice et coll. 2018

		<p>Il n'y avait aucun microplastique dans les branchies.</p> <p>On n'a noté aucun effet significatif sur la mortalité, la croissance ou la nage (vitesse de nage ou distance parcourue) au cours des premiers stades de la vie.</p>	
<i>Carassius auratus</i> (cyprin doré) 6 semaines	<p>Fibres d'acétate de vinyle-éthylène (0,7 à 5,0 mm), fragments de PS (2,5 à 3,0 mm) et pastilles d'acrylate de PE (4,9 à 5,0 mm)</p> <p>Les poissons ont été nourris avec une concentration de 1,36 %, 1,94 % ou 3,81 % (g[aliment+particules de microplastiques]/g p.h.^b de poisson) de fibres, de fragments et de pastilles, respectivement.</p> <p>Le groupe témoin a reçu des pastilles d'aliments qui ne contenaient aucun microplastique.</p>	<p>Divers effets sublétaux ont été observés, mais aucune mortalité.</p> <p>Les poissons exposés aux pastilles, aux fragments et aux fibres de plastique présentaient une perte de poids significative par rapport au groupe témoin.</p> <p>Les fragments et les pastilles ont été mâchouillés et recrachés par les poissons. Les changements les plus nombreux notés dans la mâchoire supérieure (27,0 %) et inférieure (30,4 %) ont été observés dans le groupe ayant reçu des fragments, suivis des poissons exposés aux pastilles. On a relevé des lésions dans la cavité buccale de 80,0 % des poissons qui ont mâchouillé des fragments de plastique. Cette lésion pouvait aller de l'exfoliation légère aux incisions profondes. En outre, 13,1 % des poissons exposés aux fragments présentaient</p>	Jabeen et coll. 2018

		<p>une dilatation des sinusoïdes du foie.</p> <p>On a trouvé des fibres dans les branchies, le tractus gastro-intestinal et les matières fécales, mais ces fibres n'avaient pas tendance à s'accumuler dans le tractus. Les changements prononcés de la mâchoire supérieure étaient les plus fréquents chez les poissons exposés aux fibres. Par ailleurs, ce groupe présentait des lésions graves dans le foie. Les valeurs les plus élevées de l'indice des organes pour la mâchoire supérieure, le foie et les intestins du poisson ont aussi été relevées chez les poissons exposés aux fibres.</p> <p>La partie distale de l'intestin présentait des changements plus prononcés et graves que la partie proximale de l'intestin, un phénomène possiblement attribuable à l'ingestion de fibres.</p>	
<i>Daphnia magna</i>	Des microsphères (1 à 5 µm) de plastique ayant une fluorescence verte ont été utilisées comme particules de microplastiques primaires de plastique.	Aux concentrations estimées sans effet et à trois températures différentes (18 °C, 22 °C, 26 °C), la sensibilité de <i>D. magna</i> et <i>D. pulex</i> aux particules de microplastiques primaires et secondaires de plastique augmente considérablement avec la température. On n'a pas	Jaikumar et coll. 2018
<i>Daphnia pulex</i>			
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (puces d'eau)			
96 heures	Des particules de microplastiques de PE de forme irrégulière (environ 1 à 10 µm) ont servi de particules de		

	<p>microplastiques secondaires de plastique.</p> <p>Les concentrations étaient les suivantes : 10^3, 10^4, 10^5, 10^6, 10^7 particules/mL.</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des particules de microplastiques.</p>	<p>observé cet effet avec <i>C. dubia</i>.</p> <p>À la température la plus faible étudiée (18°C), <i>C. dubia</i> était l'espèce la plus sensible. À la température la plus élevée (26°C), <i>D. magna</i> et <i>D. pulex</i> étaient les plus sensibles.</p> <p>Les particules de microplastiques primaires de plastique étaient plus toxiques que les particules de microplastiques secondaires pour <i>C. dubia</i>.</p> <p>Pour toutes les espèces, la survie était dépendante du temps, comme l'indiquait la comparaison des estimations de la CL_{50} entre les données à 48 heures et à 96 heures. Chez <i>D. magna</i>, par exemple, la CL_{50} à 48 heures était de 32,0 particules/mL, et la CL_{50} à 96 heures était de 18,0 particules/mL à 18°C.</p>	
<i>Danio rerio</i> (poisson-zèbre) 10 jours	<p>Particules de PA, PE, PP et PVC vierge (diamètre moyen d'environ 70 μm)</p> <p>Deux types de particules de PS (taille nominale de 1,0 μm et 5,0 μm) ont été utilisés : PS vierge pour l'essai de toxicité et PS ayant une fluorescence rouge pour examiner la distribution des particules de microplastiques dans <i>C. elegans</i>.</p>	<p>Chez <i>D. rerio</i>, on n'a observé aucune variation significative de la létalité après une exposition à une concentration de 0,001 à 10,0 mg/L de particules de microplastiques. Chez les poissons survivants, les particules de PA, PE, PP et PVC ont causé des lésions intestinales (y compris une fissure des villosités et une segmentation des</p>	Lei et coll. 2018a

	<p>Dans le cas de <i>D. rerio</i>, les concentrations de 0,001 mg/L, 0,01 mg/L, 0,1 mg/L, 1,0 mg/L et 10,0 mg/L ont été utilisées.</p> <p>Dans le cas de <i>D. rerio</i>, le groupe témoin a reçu de l'eau du robinet déchlorée.</p>	<p>entérocytes) chez 73,3 % à 86,7 % des individus.</p>	
<p><i>Chlorella pyrenoidosa</i> (algues vertes)</p> <p>30 jours (qui comprend trois périodes de croissance : phase de latence, phase logarithmique et phase stationnaire)</p>	<p>Microbilles de PS (1,0 µm) à 10 mg/L, 50 mg/L et 100 mg/L ajoutées dans les cultures d'algues</p> <p>Le groupe témoin était constitué d'une préculture de <i>C. pyrenoidosa</i> en phase logarithmique de croissance dans un milieu BG-11 sans microplastique.</p>	<p>Les particules de microplastiques de PS à 1,0 µm ont causé une diminution de la croissance de <i>C. pyrenoidosa</i> liée à la dose, de la phase de latence aux premières phases logarithmiques (jour 0 à jour 22). À 10, 50 et 100 mg/L de particules de microplastiques de PS, on a constaté une inhibition du ratio de croissance de 20,9 %, 28,4 % et 38,1 %, respectivement.</p> <p>De la phase de latence aux premières phases logarithmiques, les particules de microplastiques (100 mg/L) ont eu un effet négatif sur la photosynthèse. Toutefois, de la fin de la phase stationnaire et au-delà, on a observé une stimulation de la photosynthèse aussi liée à la dose.</p> <p>En présence de particules de microplastiques, on a aussi noté un</p>	<p>Mao et coll. 2018</p>

		épaississement de la paroi cellulaire et des thylakoïdes déformés. Après 25 jours d'exposition, la morphologie des cellules est presque revenue à la normale.	
<i>Daphnia magna</i> (puce d'eau) 21 jours d'exposition Quatre générations d'affilée	Microsphères (1 à 5 µm) ayant une fluorescence rouge à 0,1 mg/L Le groupe témoin a été exposé à un milieu d'études propre.	<p>Une exposition chronique de <i>D. magna</i> à des microplastiques a causé une mortalité chez les parents (10 % à 100 %), et une diminution significative de la croissance, de la reproduction (progéniture au complet et juvéniles mobiles) et du taux de croissance de la population.</p> <p>Dans les deux groupes traités, les populations exposées aux microplastiques sont décédées à la génération F₁ (2^e). Les juvéniles provenant de femelles exposées à des microplastiques étaient immobiles.</p> <p>On a noté un certain rétablissement de la population de la F₁, comme une augmentation de la production de juvéniles mobiles et une première ponte plus précoce. Cependant, les femelles provenant de la population F₀ exposée (désignées comme un modèle de population rétablie) présentaient encore une réduction</p>	Martins et Guilhermino 2018

		significative de la croissance, de la reproduction et du taux de croissance de la population jusqu'à la génération F_3 , par rapport aux témoins. Ces résultats indiquent qu'un retour complet à la normale après des effets sur le développement et la reproduction peut prendre plusieurs générations.	
<i>Daphnia magna</i> (puce d'eau) 14 et 21 jours	Microsphères (1 à 5 μm) ayant une fluorescence rouge à 0,02 mg/L et 0,2 mg/L (nominale) Le groupe témoin a été exposé à de l'eau dure sans microplastique.	<p>Lorsqu'on a exposé <i>D. magna</i> à des microplastiques durant 14 jours, on a noté une réduction significative du nombre total d'alevins et une fréquence accrue de juvéniles immobiles. Il n'y a eu aucun effet sur la mortalité des parents femelles.</p> <p>Lorsqu'on a exposé <i>D. magna</i> à des microplastiques durant 21 jours, on a constaté un effet lié à la dose sur la mortalité. À la concentration de 0,02 mg/L, les microplastiques ont induit 10 % de mortalité. Toutefois, à 0,2 mg/L, les microplastiques ont induit 30 % de mortalité. Il n'y a eu aucun effet significatif sur la croissance.</p> <p>Après une exposition de <i>D. magna</i> durant 21 jours, les microplastiques ont aussi réduit la capacité de reproduction.</p>	Pacheco et coll. 2018

		L'exposition a repoussé le moment de la première ponte (49 %) et réduit le nombre total de pontes de 71 %. Comme pour le traitement de 14 jours, on a aussi noté une diminution du nombre d'alevins et une induction de juvéniles immobiles. Il n'y a eu aucun effet sur le nombre d'œufs n'ayant pas donné d'alevins dans les deux régimes d'exposition.		
<i>Danio rerio</i> (poisson-zèbre)	<p>Dans les expériences de distribution, le temps d'exposition était de 20 heures (4 à 24 haf^c) et 92 heures (4 à 96 haf)</p> <p>Pour les expériences d'absorption et de PCRq^d, le temps d'exposition était de 92 heures (4 à 96 haf)</p> <p>Pour les expériences sur les effets sur le développement, le temps d'exposition était de 68 heures (4 à 72 haf)</p> <p>Pour les expériences sur la nage et l'alternance lumière et obscurité, le temps d'exposition était de 116 heures (4 à 120 haf)</p>	<p>Microplastiques de PS ayant une fluorescence verte (1 µm)</p> <p>Pour les expériences sur la distribution, les effets sur le développement, la nage et le passage de la clarté à l'obscurité ainsi que l'analyse par PCRq, les concentrations utilisées étaient de 100 µg/L et 1 000 µg/L.</p> <p>Pour les expériences d'absorption, les concentrations utilisées étaient de 10, 100 et 1 000 µg/L.</p> <p>Le groupe témoin a été exposé à un milieu sans microplastique, lequel était destiné aux embryons.</p>	<p>Il a été établi que les microplastiques adhéraient au chorion de l'embryon et que leur distribution augmentait avec une concentration croissante de PS. L'absorption des microplastiques augmentait aussi proportionnellement à la concentration de l'exposition.</p> <p>L'exposition a légèrement abaissé le taux d'éclosion. Toutefois, ce résultat n'était pas significatif. La vitesse de développement (pour ce qui est de la longueur du corps et du sac vitellin) de la larve n'a pas varié significativement de 4 à 72 h après la fécondation. Les larves ne présentaient aucune malformation manifeste.</p> <p>Dans l'essai sur la nage, l'exposition à 1 000 µg/L de microplastiques s'est soldée par une</p>	Qiang et Cheng 2019

		<p>diminution significative de la distance et de la vitesse de nage des larves en condition d'obscurité de 3,2 % et de 3,5 %, respectivement. Après une stimulation par une alternance obscurité et lumière, une réduction significative de la capacité de nager a aussi été observée dans les conditions d'obscurité. À une exposition de 1 000 µg/L, la distance totale de nage a diminué de 2,6 % et la vitesse de nage était de 2,8 % inférieure à celle des témoins. On n'a noté aucune variation significative lorsque les poissons ont été exposés à la lumière.</p> <p>Dans le groupe exposé à 1 000 µg/L, l'expression d'<i>il1b</i> et de <i>cat</i> a été régulée à la hausse à une valeur de 165 % et de 121 %, respectivement. On n'a observé aucune variation significative de l'expression de <i>sod</i>.</p>	
<p><i>Danio rerio</i> (poisson-zèbre)</p> <p>21 jours</p>	<p>Microbilles de PS (5 µm) à 50 µg/L et 500 µg/L</p> <p>Le groupe témoin a été exposé à de l'eau du milieu d'élevage sans microplastique.</p>	<p>On a observé des lésions intestinales graves dans 78 % et 86 % des coupes histologiques prélevées dans les groupes traités avec 50 µg/L et 500 µg/L, respectivement.</p> <p>Il a été établi que l'exposition à des microplastiques induisait un stress oxydatif dans les intestins et augmentait la perméabilité. En outre,</p>	<p>Qiao et coll. 2019a</p>

		on a noté une variation significative des profils métaboliques intestinaux et du microbiome des intestins.	
<i>Daphnia magna</i> (puce d'eau) 10 jours	<p>Particules de PS non enrobées (1,25 µm) à 2 mg/L, 4 mg/L et 8 mg/L</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques.</p>	<p>Il n'y a eu aucune mortalité, peu importe le traitement. On a observé une diminution du taux de croissance corporelle avec l'exposition aux microplastiques, ce qui est un indicateur de la valeur adaptative de la population.</p> <p>Après une exposition aux PS, la quantité de transcrits de TRxR (rôle essentiel dans la défense oxydative) chez <i>D. magna</i> a augmenté significativement (2,5 à 5 fois) à 2 et 4 mg/L de PS. Le nombre de transcrits s'est abaissé à 8 mg/L, mais est resté significativement élevé par rapport au groupe témoin.</p> <p>Le nombre de transcrits de l'arginine kinase (jouant un rôle essentiel dans la production d'énergie et un rôle de tampon d'ATP dans la cellule) était significativement élevé en présence de PS (environ 5 fois à 2 mg/L).</p> <p>Le nombre de transcriptions de la perméase (facilite l'élimination de composés cytotoxiques des cellules) s'est haussé de 1,4 à 1,8 fois lorsque <i>D. magna</i> était exposé à 2 et à</p>	Tang et coll. 2019

		4 mg/L de PS. L'exposition à 8 mg/L a réduit la transcription par rapport aux témoins.	
<i>Gammarus pulex</i> (amphipode) Dans l'étude sur l'absorption, l'exposition était de 24 heures. Dans l'étude sur l'exposition chronique, l'exposition était de 48 jours.	Des particules irrégulières (10 à 150 µm) ont été préparées à l'aide de bouteilles de boisson gazeuse vertes fluorescentes composées de PET. Dans l'étude sur l'absorption, les concentrations utilisées étaient les suivantes : 0,8 particule/mL, 40 particules/mL et 4 000 particules/mL. Dans l'étude sur l'exposition chronique, les concentrations utilisées étaient les suivantes : 0,8 particule/mL, 7 particules/mL, 40 particules/mL, 400 particules/mL et 4 000 particules/mL. Le groupe des témoins négatifs a été exposé uniquement à un milieu ISO; le groupe témoin avec solvant a été exposé à un milieu ISO contenant 10 % d'alcool cétylique.	Dans l'expérience sur l'absorption, aucune mortalité n'a été observée. En outre, la charge corporelle était dépendante de la dose et de l'âge. La charge corporelle était significativement plus élevée chez les juvéniles que chez les adultes pour les traitements réalisés avec 0,8 particule/mL et 4 000 particules/mL. Aucune différence significative n'a été constatée à la concentration de 40 particules/mL. Par ailleurs, une concentration plus élevée en microplastiques a été associée à une charge corporelle significativement plus élevée à la fois chez les juvéniles et chez les adultes. Dans l'étude sur l'exposition chronique, aucun effet significatif n'a été noté sur l'alimentation, les réserves d'énergie et les périodes de mue. Les taux de mortalité n'ont pas varié chez les juvéniles, mais la mortalité a augmenté de façon significative chez les adultes à la concentration de 7 particules/mL et de	Weber et coll. 2018

		400 particules/mL par rapport aux témoins.	
<p><i>Eriocheir sinensis</i> (crabe chinois)</p> <p>Pour les expériences d'absorption, l'exposition était de sept jours.</p> <p>Pour les essais de toxicité, l'exposition était de 21 jours.</p>	<p>Deux types de microsphères (5 µm) de PS ont été utilisés : microsphères fluorescentes pour les expériences d'absorption et d'accumulation, et microsphères de plastique vierge pour les essais de toxicité.</p> <p>Pour les expériences d'absorption, une concentration de 40 000 µg/L a été utilisée.</p> <p>Pour les essais de toxicité, les concentrations nominales étaient de 40 µg/L ($5,4 \times 10^2$ particules/mL), 400 µg/L ($5,4 \times 10^3$ particules/mL), 4 000 µg/L ($5,4 \times 10^4$ particules/mL) et 40 000 µg/L ($5,4 \times 10^5$ particules/mL).</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques.</p>	<p>Aucune variation significative de la survie n'a été observée avec l'exposition aux microplastiques.</p> <p>Le gain pondéral, le taux de croissance spécifique et l'indice hépatosomatique ont généralement diminué avec une concentration croissante de microplastiques, à l'exception du taux de croissance spécifique dans le groupe ayant été traité avec 40 µg/L.</p> <p>Dans les expériences d'absorption, des microplastiques (40 000 µg/L) se sont accumulés dans les branchies, le foie et l'intestin de <i>E. sinensis</i>.</p> <p>L'activité de l'acétylcholinestérase, de lalanine aminotransférase et de la catalase dans tous les groupes traités était significativement plus faible que celle du témoin.</p> <p>L'activité de la superoxyde dismutase, de l'aspartate transaminase et de la GPx^e, et la concentration du GSH^f ont augmenté chez les crabes exposés à 40 et/ou à 400 µg/L de microplastiques.</p> <p>Toutefois, on a constaté</p>	Yu et coll. 2018

		<p>une baisse générale de l'activité à une exposition élevée (4 000 et 40 000 µg/L).</p> <p>L'expression des gènes codant les enzymes antioxydantes SOD^g, catalase, GPx et GST^h dans le foie a d'abord augmenté puis diminué après l'exposition. Par ailleurs, l'expression du gène codant pour le p38 s'est accrue dans la voie de signalisation de MAPKⁱ lorsque les crabes ont été traités avec 4 000 µg/L et 40 000 µg/L de microplastiques, mais on a noté une réduction significative de l'expression d'ERK^j, AKT^k et MEK^l. Aucune variation significative de la transcription n'a été relevée pour le gène codant la protéine JNK (c-Jun N-terminal kinase). Ces résultats indiquent que l'exposition aux microplastiques peut induire un stress oxydatif dans le foie d'<i>E. sinensis</i>.</p>	
--	--	---	--

^a Temps létal à 50 %

^b Poids humides

^c Heures après la fertilisation

^d Réaction en chaîne de la polymérase quantitative

^e Glutathione Peroxidase

^f Glutathione

^g Superoxyde Dismutase

^h Glutathione-S-transférase

ⁱ Protéine kinase activée par des agents mitogènes

^j Kinase régulée par un signal extracellulaire

^k Protéine kinase B

^l Mitogen-activated protein kinase (MAPK) kinase

Tableau D-2 : Milieu aquatique : organismes marins

Organisme et durée d'exposition	Type et concentration des microplastiques	Résumé des effets	Source
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel) Quatre semaines	Particules de PS (100 à 400 µm) incolores à environ 500 à 700 particules/jour/poisson Le groupe témoin n'était pas exposé à des microplastiques.	Après une analyse histologique, on n'a observé aucun effet significatif de la fréquence des cellules caliciformes sécrétant du mucus dans les portions proximale et distale de l'intestin de la truite. En outre, on n'a constaté aucune altération de la morphologie tissulaire, de la perméabilité paracellulaire et des fonctions liées au transport intestinal (transport de la lysine- ³ H, capacité de transport des ions et flux net des ions) dans les intestins à la suite de l'exposition. Les microplastiques de PS n'ont pas induit de réaction pro-inflammatoire ou anti-inflammatoire dans les portions distale et proximale des intestins.	Ašmonaitė et coll. 2018
<i>Brachionus plicatilis</i> (rotifère) 48 heures	Microplastiques non fluorescents de PEBD (1 à 500 µm)	Les microplastiques vierges n'ont eu aucun effet significatif sur le développement embryonnaire des moules, peu importe la concentration, dans des conditions statiques ou dans une roue rotative.	Beiras et coll. 2018
<i>Tigriopus fulvus</i> (crustacé) 48 heures	Des microplastiques de PE ayant une fluorescence verte et rouge ont été utilisés pour examiner l'ingestion de particules (taille nominale de 1 à 5 µm) par des larves de rotières, des copépodes et des moules.	Toutefois, l'agitation orbitale à 200 rpm a réduit significativement le pourcentage de larves véligères au stade D après l'exposition.	
<i>Acartia clausi</i> (copépode marin) 48 heures	Les charges de microplastiques vierges mises à l'essai variaient pour chaque organisme et	Les microplastiques vierges n'ont pas causé d'effets significatifs aux concentrations inférieures à	
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (moule)			

48 heures <i>Paracentrotus lividus</i> (oursin de mer)	étaient de 0, 0,01, 0,1, 1, 3, 10, 20, 30, 50 et 100 mg/L.	30 mg/L, peu importe l'espèce examinée. Les particules de 1 à 4 µm étaient l'exception, et étaient associées à une CMEO de 0,01 mg/L pour l'immobilité de <i>B. plicatilis</i> , une CMEO de 1 mg/L pour la mortalité de <i>B. plicatilis</i> ($CL_{50} > 10$ mg/L) et une CMEO de 1 mg/L pour la mortalité de <i>T. fulvus</i> ($CL_{50} =$ environ 1,82 mg/L).	
48 heures <i>Oryzias melastigma</i> (poisson)	Le groupe témoin était exposé à de l'eau de mer filtrée à l'aide d'un filtre de 0,22 µm et sans microplastique.		
1 à 13 jours après la fertilisation			
<i>Lophelia pertusa</i> (corail d'eau froide) Dans les expériences sur l'activité des polypes et la vitesse de capture, l'exposition était de 7, 20 ou 47 jours. Dans les expériences sur la vitesse de croissance des coraux, l'exposition était de 69 jours.	Microbilles de PEBD (500 µm) à 350 billes/L Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques. Les mesures des témoins ont été réalisées dans des canaux ne contenant aucun corail pour quantifier la sédimentation du zooplancton dans l'expérience sur la vitesse de capture des proies.	La vitesse de capture des coraux était significativement inférieure à celle des témoins à 7 et à 20 jours après l'exposition à des microplastiques. Cependant, après 47 jours, elle n'a pas significativement varié de celle des témoins, ce qui indique un comportement compensatoire possible au fil du temps. Les microplastiques n'ont pas eu d'effet sur le comportement des polypes, mais les coraux exposés à des microplastiques présentaient aussi une vitesse de croissance du squelette significativement inférieure par rapport aux témoins dans des conditions expérimentales <i>in situ</i> . La calcification était aussi à la baisse.	Chapron et coll. 2018
<i>Isochrysis galbana</i> , clone T-ISO (microalgue)	PE micronisé en poudre (1,4 à 42 µm; taille moyenne des particules de 3,29 µm) à des concentrations de 0,5 mg/L, 1 mg/L, 10 mg/L et 25 mg/L	L'exposition aux microplastiques n'a pas eu d'effet sur la vitesse de croissance quotidienne, peu importe la concentration examinée.	Garrido et coll. 2019

	<p>Le groupe témoin était constitué de microalgues dans une solution avec surfactant à la concentration la plus élevée</p>	<p>On a observé un pourcentage inférieur d'inhibition cellulaire lorsque du chlorpyrifos était adsorbé aux microplastiques, ce qui indique que cette substance pourrait moduler la toxicité chez <i>I. galbana</i>.</p>	
<p><i>Montastraea cavernosa</i> (corail à grands polypes)</p> <p><i>Orbicella faveolata</i> (corail à petits polypes)</p> <p>Deux jours</p>	<p>Expérience 1 (effets des microbilles sur la calcification) : microbilles fluorescentes de PE (taille variable : 90 à 106 µm, 425 à 500 µm et 850 à 1 000 µm).</p> <p>Expérience 2 (détermination des tailles variables ingérées et retenues) : Microbilles de PE non durci (tailles variables de 212 à 250 µm, 425 à 500 µm, 850 à 1 000 µm, 1,7 à 2,0 mm et 2,4 à 2,8 mm). Les polypes ont reçu trois microbilles de chaque catégorie de taille.</p> <p>Expérience 3 (comparer des microbilles et des microfibres) : Microbilles fluorescentes de PE non durci (425 à 500 µm) et microfibres fluorescentes de polyester non durcies (3 à 5 mm de long). Les polypes ont reçu trois plastiques de chaque type.</p> <p>Les groupes témoins n'ont pas été exposés à des microbilles. Pour l'expérience 2, le groupe témoin a reçu des aliments ne contenant aucune microbille.</p>	<p>Dans l'expérience 1, on n'a observé aucune variation significative de la calcification entre les témoins et le groupe traité avec des microplastiques.</p> <p>Dans l'expérience 2, il a été déterminé que <i>M. cavernosa</i> et <i>O. faveolata</i> ont ingéré les microbilles de 425 à 500 µm, de 850 à 1 000 µm, de 1,7 à 2,0 mm et de 2,4 à 2,8 mm qu'on leur a fourni. Toutefois, les microbilles de 212 à 250 µm n'ont pas été ingérées par l'une ou l'autre des espèces. On n'a relevé aucune variation significative de excrétion, peu importe la catégorie de taille.</p> <p>Dans l'expérience 3, <i>M. cavernosa</i> a excrété 100 % de microbilles et de microfibres. <i>O. faveolata</i> a excrété les proportions moyennes suivantes : 80,0 % ± 23,3 et 76,7 % ± 35,3 de microbilles et de microfibres, respectivement. On n'a relevé aucune différence significative entre l'ingestion de microbilles ou celle de microfibres.</p>	<p>Hankins et coll. 2018</p>

<i>Acanthurus triostegus</i> (chirurgien-bagnard) 3, 5 et 8 jours	Microbilles de PS (90 µm) à 5 particules/mL (nominale) Le groupe témoin a été exposé à de l'eau de mer sans microplastique.	L'exposition à des microbilles durant 3, 5 et 8 jours n'a pas modifié l'activité de recherche de nourriture (mesuré en nombre de bouchées) de <i>A. triostegus</i> . La survie des post-larves à la prédation n'a pas été touchée de façon significative par rapport aux témoins.	Jacob et coll. 2019
<i>Brachionus koreanus</i> (rotifère monogononte) Pour les essais de toxicité, l'exposition était de 12 jours Pour les expériences d'ingestion, d'excrétion, de mesure de la concentration de DRO ^a , d'activation de MAPK et de mesure des enzymes antioxydantes, l'exposition était de 24 heures.	Microbilles de PS non fonctionnalisées (0,5 µm et 6 µm) Pour les essais de toxicité, les concentrations utilisées étaient de 0,1 µg/mL, 1 µg/mL, 10 µg/mL et 20 µg/mL. Pour les expériences d'ingestion, d'excrétion, de mesure de la concentration de DRO, d'activation de la MAPK et de la concentration d'enzymes oxydantes, la concentration utilisée était de 10 µg/mL. Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques.	La toxicité des billes était dépendante de la taille et de la concentration. Dans le groupe traité avec des billes de 6 µm, <i>B. koreanus</i> présentait une croissance légèrement irrégulière, mais aucun changement significatif de la fécondité et de la durée de vie. Les deux tailles de microbilles ont été ingérées par les rotifères. Les auteurs ont émis l'hypothèse que les microplastiques de 0,5 µm présentaient un temps de rétention plus long associé à des effets plus nocifs. Une activité enzymatique accrue de la GPx, de la GR ^b , de la GST et de la SOD a été observée pour les billes de 0,5 µm. L'exposition aux microplastiques de 6 µm était associée à des activités semblables à celles des témoins. La concentration totale en GSH n'a pas significativement varié en fonction du niveau d'exposition.	Jeong et coll. 2016
<i>Paracyclopsina nana</i> (copépode marin) 24 heures	Microbilles de PS non fonctionnalisées (0,5 µm et 6 µm)	Des microbilles des deux tailles ont été ingérées, mais l'excrétion dépendait de la taille. De la fluorescence était présente 24 heures	Jeong et coll. 2017

	<p>Pour les essais de toxicité et les expériences mesurant la concentration de DRO, les concentrations utilisées étaient de 0,1 µg/mL, 1 µg/mL, 10 µg/mL et 20 µg/mL.</p> <p>Pour les expériences sur l'ingestion, l'excrétion, le transfert de western et les enzymes antioxydantes, la concentration utilisée était de 10 µg/mL.</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques.</p>	<p>après l'exposition aux microbilles de 0,5 µm, mais pas pour le groupe ayant ingéré des microbilles de 6 µm.</p> <p><i>P. nana</i> exposé à des microbilles de 0,5 µm présentait un retard de la mue. Aucun effet observable n'a été relevé avec les microbilles de 6 µm.</p> <p>La concentration de DRO était supérieure dans le groupe ayant reçu des particules de 0,5 µm par rapport aux témoins, mais pas de façon significative. En outre, les enzymes antioxydantes GPx, GR, GST et SOD avaient une activité plus élevée dans le groupe ayant reçu des microplastiques de 0,5 µm.</p>	
<i>Sparus aurata</i> (daurade royale)	<p>6 types de microplastique ont été utilisés : PVC (poids moléculaire élevé; $75,6 \pm 15,3$ µm), PA ($111,7 \pm 32,2$ µm), PE (poids moléculaire ultra-élevé; $23,4 \pm 7,6$ µm), PS ($51,0 \pm 36,3$ µm), PE (poids moléculaire moyen et densité moyenne; $54,5 \pm 21,3$ µm), PVC (poids moléculaire faible; $87,6 \pm 16,8$ µm)</p> <p>La concentration utilisée était de 0,1 g/kg de p.c./jour.</p> <p>Le groupe témoin a reçu des aliments qui ne contenaient aucun microplastique.</p>	<p>La biomasse totale des poissons par aquarium n'a pas varié avec l'exposition aux microplastiques.</p> <p>La concentration de glucose, d'aspartate transaminase, d'alanine transaminase, de lactate déshydrogénase et de gamma-glutamyl transférase n'a pas varié significativement par rapport aux valeurs des témoins après l'exposition, ce qui indique une absence de stress.</p> <p>La rétention de microplastiques vierges était faible dans le tractus gastro-intestinal de <i>S. aurata</i>. Toutefois, 5,3 % de tous les foies examinés contenaient</p>	Jovanović et coll. 2018

		au moins un microplastique après 24 heures. Par ailleurs, on n'a constaté aucune variation significative dans l'ensemble de tous les examens histopathologiques pour les différents groupes traités.	
<i>Crepidula onyx</i> (crépidule commune) 95 jours après l'éclosion	<p>Microplastiques de PS (2 à 5 µm)</p> <p>Dans le premier essai, les concentrations de microplastiques étaient de 30 % (ratio faible) et de 70 % (ratio élevé) la concentration d'algues utilisée. Les concentrations finales de microplastiques étaient de 6×10^4 particules/mL et de $1,4 \times 10^5$ particules/mL pour les traitements avec ratio faible et élevé de plastique, respectivement.</p> <p>Dans le deuxième essai, un traitement supplémentaire réalisé avec 10 particules/mL a été ajouté.</p> <p>Le groupe témoin a été nourri avec des algues.</p>	<p>L'exposition à 10 particules/L de microplastiques n'a pas eu d'effets significatifs sur la vitesse de croissance et de sédimentation des larves de <i>C. onyx</i>. Aucune différence significative n'a été observée pour les juvéniles à cette concentration.</p> <p>La survie des larves n'a pas varié avec l'ajout de microplastiques à un ratio élevé de plastique. Dans l'essai 1, l'ajout de microplastiques semblait nuire à la vitesse de croissance des larves. La vitesse de croissance était réduite lorsqu'on a réalisé un traitement avec un ratio élevé ou faible de plastique par rapport aux témoins. Cependant, la vitesse de sédimentation a augmenté chez les larves exposées aux microplastiques. La sédimentation est survenue plus tôt, à une taille de particule plus petite, dans ce groupe en raison de la vitesse de croissance réduite.</p> <p>L'exposition aux microplastiques n'a pas eu d'effet sur le taux de survie ou le développement du pénis des juvéniles. Cependant, on a noté un ralentissement de la vitesse</p>	Lo et Chan 2018

		<p>de croissance. Le groupe traité avec des microplastiques présentait une vitesse de croissance 25 % inférieure à celle du groupe témoin.</p> <p><i>C. onyx</i> exposé uniquement à des microplastiques au cours du stade larvaire a continué à présenter une vitesse de croissance plus lente que dans le groupe témoin, même si les microplastiques n'étaient pas présents dans le milieu pendant 65 jours. Ce résultat indique l'exposition aux microplastiques est associée à des effets à retardement.</p>	
<p><i>Mytilus edulis</i> (moule bleue)</p> <p>Pour les essais d'ingestion et d'excrétion, le temps d'exposition était de quatre heures.</p> <p>Pour essais sur la croissance des larves, le temps d'exposition était de 15 jours.</p>	<p>Billes fluorescentes de PS (2 µm)</p> <p>Pour les essais d'ingestion et d'excrétion, les concentrations de PS utilisées étaient de 0,70 mg/L, 1,05 mg/L et 1,40 mg/L (selon un ratio plastique/algue).</p> <p>Pour les essais sur la croissance des larves, les concentrations utilisées étaient de 0,42 µg/L, 28,2 µg/L et 282 µg/L.</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques. Pour les essais d'ingestion et d'excrétion, le groupe témoin n'a été exposé qu'à des algues.</p>	<p>La charge corporelle (masse de microplastiques par individu) était de 4,9 ng/larve, 3,4 ng/larve et 3,1 ng/larve pour les billes de 2 µm et des concentrations de billes de 1,40 mg/L, 1,05 mg/L et 0,70 mg/L, respectivement.</p> <p>On n'a observé aucun effet significatif sur la vitesse de croissance des larves, mais l'exposition aux billes a entraîné une hausse des larves ayant un développement anormal. Les malformations étaient plus fréquentes avec des concentrations et des temps d'exposition croissants. À partir du jour 11, 40 % à 60 % de toutes les larves présentaient des signes de développement anormal.</p>	Rist et coll. 2019
<p><i>Thalassiorira pseudonana</i> (diatomée)</p>	Des microbilles de PS non chargées (0,5 µm et	La mesure par fluorométrie de modulation d'impulsion en amplitude a révélé que les	Sjollema et coll. 2016

<p><i>Dunaliella tertiolecta</i> (algue flagellée marine)</p> <p><i>Chorella vulgaris</i> (microalgue verte)</p> <p>72 heures</p>	<p>6,0 µm) ont été utilisées avec <i>D. tertiolecta</i>.</p> <p>Des microbilles de PS carboxylées et négativement chargées (0,5 µm) ont été utilisées pour les trois espèces à l'étude.</p> <p>Les concentrations utilisées étaient de 25 mg/L et de 250 mg/L (nominale). Les auteurs ont noté que la concentration moyenne mesurée était jusqu'à 9 fois plus faible que la concentration nominale dans le groupe traité par des microbilles de 6,0 µm.</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques.</p>	<p>billles chargées négativement et non chargées n'étaient associées à aucun effet significatif sur l'efficacité de la photosynthèse chez les trois espèces à l'étude.</p> <p>Une légère baisse (11 %) de la croissance de <i>D. tertiolecta</i> a été observée avec une exposition à des billes non chargées de 0,5 µm ainsi qu'avec une inhibition de la vitesse de croissance de 13 %. Les effets étaient inférieurs à 10 % pour les billes de 6 µm.</p>	
<p><i>Sebastes schlegelii</i> (sébaste coréen)</p> <p>14 jours</p>	<p>Microbilles de PS (15 µm) ayant une fluorescence verte à 1×10^6 microplastiques/L</p> <p>Le groupe témoin n'a pas été exposé à des microplastiques.</p>	<p>Des microplastiques ont été trouvés dans les branchies et les intestins après une exposition de 14 jours et une dépuration de 7 jours.</p> <p>Toutefois, aucune translocation dans le foie n'a été constatée.</p> <p>L'exposition de 14 jours à des microplastiques a causé une hausse significative de la durée de l'alimentation (par environ deux fois). Le temps associé à la recherche de nourriture a diminué rapidement, et le rassemblement en bancs (regroupement) a été mesuré par une réduction de la distance moyenne entre les poissons. En outre, la vitesse moyenne de nage était en baisse, et les poissons</p>	<p>Yin et coll. 2018</p>

		<p>occupaient un volume significativement plus petit de l'aquarium lorsqu'ils recherchaient de la nourriture que les poissons-témoins.</p> <p>Des changements histopathologiques dans le foie (hyperémie), la vésicule biliaire (noircissement de la bile) et les intestins (morphologie altérée) des poissons ont été observés après 14 jours d'exposition aux microplastiques.</p> <p>Après 14 jours d'exposition et une dépuration de 7 jours, on n'a noté aucune mortalité. Toutefois, il y avait une réduction significative de la croissance et des réserves d'énergie. Le taux de gain pondéral a diminué et est passé de $8,92 \pm 0,98\%$ chez les témoins à $3,09 \pm 0,32\%$ dans le groupe exposé aux microplastiques.</p>	
--	--	--	--

^aDérivés réactifs de l'oxygène

^bGlutathione réductase

Tableau D-3 : Organismes du sol

Organisme et durée d'exposition	Type et concentration de microplastiques	Résumé des effets	Source
<i>Folsomia candida</i> (collembole) 28 jours	Billes de PE (< 500 µm; distribution de la taille : 32 % < 50 µm, 25 % entre 50 et 200 µm, et 43 % entre 200 et 500 µm) Les concentrations utilisées étaient de 0,005 %, 0,02 %, 0,1 %, 0,5 % et 1 % de	Les taux moyens de survie étaient supérieurs à 80 % dans les trois conditions. Les collemboles présentaient un comportement d'évitement important à 0,5 % et 1 % (microplastiques p/p dans le sol sec) qui semblait être lié à la concentration. La proportion présentant un comportement	Ju et coll. 2019

	<p>microplastiques p/p dans le sol sec</p> <p>Le groupe témoin a été exposé à un sol sans microplastique</p>	<p>d'évitement était de 59 % et 69 %, respectivement.</p> <p>Le taux de reproduction diminuait avec l'accroissement de la concentration de microplastiques. À la concentration la plus élevée étudiée, qui est de 1 % de microplastiques, le taux de reproduction était réduit de 70,2 %. La CE_{50} était de 0,29 % de microplastique p/p dans le sol sec.</p> <p>À la concentration de 0,5 % p.s. de sol, les particules de microplastiques ont significativement modifié la communauté microbienne (et réduit la diversité bactérienne chez le collembole). Les alphaprotéobactéries et <i>Wolbachia</i> étaient significativement moins fréquents avec une exposition aux microplastiques. Toutefois, <i>Bradyrhizobiaceae</i> et <i>Ensifer</i> ont augmenté de façon significative dans le groupe exposé.</p>	
<i>Lobella sokamensis</i> (collembole) Trois minutes	<p>Microbilles de plastique (diamètre moyen de $0,50 \pm 0,01 \mu\text{m}$, $29 \pm 4 \mu\text{m}$ et $248 \pm 14 \mu\text{m}$)</p> <p>Fragments de plastique (diamètre moyen de $44 \pm 39 \mu\text{m}$, $282 \pm 131 \mu\text{m}$ et $676 \pm 479 \mu\text{m}$)</p> <p>Les concentrations dans le sol étaient de 4 et de 8 mg/kg pour les microbilles d'environ $0,50 \mu\text{m}$, et de</p>	<p>L'arrivée des microplastiques dans le sol a perturbé le déplacement de <i>L. sokamensis</i>. Les collemboles se sont déplacés pour éviter d'être emprisonnés, et ce comportement a créé des biopores dans le sol. L'arrivée des particules de plastique dans ces cavités a, par la suite, eu pour conséquence de les immobiliser à l'intérieur de celles-ci. Par le recours à un indice du déplacement pour quantifier le comportement des collemboles, il a été établi que les déplacements variaient</p>	Kim et An 2019

	<p>1 000 mg/kg pour les autres tailles de microplastiques.</p> <p>Les concentrations en solution étaient de 10 mg/L et de 20 mg/L pour des microbilles d'environ 0,50 µm.</p> <p>Le groupe témoin était exposé à du sol sans microplastique et à de l'eau désionisée.</p>	<p>significativement en fonction de la taille dans tous les groupes par rapport aux témoins. Plus précisément, dans la solution de microbilles d'environ 0,50 µm de 8 mg/kg, les déplacements ont diminué significativement par rapport aux autres groupes traités.</p>	
<p><i>Caenorhabditis elegans</i> (nématodes)</p> <p>Trois jours</p>	<p>Microplastiques de PS (0,5 µm, 1,0 µm, 2,0 µm et 5,0 µm) à 1,0 mg/L</p> <p>Le groupe témoin a été exposé à une suspension sans microplastique.</p>	<p>Les microplastiques de PS présentaient des effets sur la létalité liés à la taille. Les taux de survie étaient réduits dans tous les groupes traités. Le groupe ayant reçu des particules de 1,0 µm affichait la réduction moyenne de la survie la plus faible, qui était de 32,27 %. En outre, ce même groupe présentait une diminution significative de la longueur du corps et de la durée de vie moyenne.</p> <p>L'exposition aux microplastiques a induit un plus grand nombre de têtes agitées et de corps courbés dans le groupe ayant reçu des particules de 0,5 µm, mais a diminué le déplacement dans tous les autres groupes traités. Cependant, l'exposition aux particules de PS de 2,0 µm a entraîné une augmentation significative de la vitesse moyenne du rampelement.</p> <p>L'exposition aux microplastiques a endommagé des neurones cholinergiques (c.-à-d. bris des dendrites ciliées) dans tous les groupes</p>	<p>Lei et coll. 2018b</p>

		<p>traités, ce qui indique une régulation à la baisse de <i>unc-17</i> (code l'acétylcholine dans les neurones cholinergiques). On a aussi observé des lésions aux neurones GABAnergiques dans le groupe ayant reçu des particules de 1,0 µm.</p> <p>Les microplastiques de PS ont régulé à la hausse l'expression de <i>gst-4</i> (code la glutathion S-transférase-4, une enzyme importante jouant un rôle dans le stress oxydatif).</p>	
--	--	--	--

Tableau D-4 : Organismes des sédiments

Organisme et durée de l'exposition	Type et concentration de microplastiques	Résumé des effets	Source
<i>Ennucula tenuis</i> (bivalve)	Des fragments de PE (fourchettes de taille : 4 à 6 µm, 20 à 25 µm et 125 à 500 µm) à 1 mg/kg, 10 mg/kg et 25 mg/kg de sédiments secs.	Aucun changement significatif de la mortalité, de l'indice d'état ou du comportement fouisseur n'a été relevé chez les deux espèces pour tous les traitements.	Bour et coll. 2018
<i>Abra nitida</i> (palourde d'eau salée)	On a mesuré une faible contamination de fond par le sulfonate de perfluorooctane dans les microplastiques.	Chez <i>E. tenuis</i> , on n'a constaté aucun changement significatif de la concentration en protéines et en glucides. Toutefois, on a noté une réduction significative de la concentration en lipides (64 %) chez les individus exposés à des particules de 20 à 25 µm à la concentration de 10 mg/kg. En outre, une diminution liée à la dose de l'énergie totale était observable, peu importe la taille de particules.	
Quatre semaines	Le groupe témoin a été exposé à des sédiments non contaminés.	Chez <i>A. nitida</i> , on a noté une diminution significative de la concentration en protéines chez les individus exposés à des	

		particules de PE de 125 à 500 µm. On a observé des changements apparents, mais pas significatifs de la concentration en lipides et en glucides et de l'énergie totale.	
<i>Perinereis aibuhitensis</i> (ver infectant les palourdes) Quatre semaines	Microsphères de PS (fourchettes de taille : 8 à 12 µm et 32 à 38 µm) à 100 billes/mL et 1 000 billes/mL (nominale) Le groupe témoin a été exposé à de l'eau de mer filtrée à l'aide d'un filtre de 0,45 µm sans microplastique.	<p>La présence de microplastiques a accru la mortalité de <i>P. aibuhitensis</i>, et les microbilles de 8 à 12 µm avaient un effet beaucoup plus important que les autres traitements. Par exemple, l'exposition à des microsphères de 8 à 12 µm à la concentration de 100 billes/mL a donné une survie moyenne de 38 % comparativement à plus de 80 % chez les témoins.</p> <p>La régénération des segments était liée à la taille et la vitesse la plus faible a été observée chez les vers exposés à des microsphères de 8 à 12 µm (taille la plus petite) à la concentration de 1 000 billes/mL. La régénération était de $8,3 \pm 1,4$ % pour ce groupe, comparativement à $20,7 \pm 2,5$ % pour le groupe témoin. En outre, les vers exposés à une concentration plus faible de microplastiques étaient associés à un pourcentage plus élevé de segments régénérés.</p>	Leung et Chan 2018
<i>Hyalella azteca</i> (amphipode) <i>Asellus aquaticus</i> (isopode) <i>Sphaerium corneum</i> (bivalve)	Fragments de PS irréguliers (20 à 500 µm) mélangés avec du sédiment à 0,1 %, 1 %, 5 %, 10 %, 20 %, 30 % et 40 % de sédiments p.s. Le groupe témoin a été exposé à des sédiments sans microplastique.	Chez <i>H. azteca</i> , <i>A. aquaticus</i> , <i>S. corneum</i> et <i>Tubifex</i> spp., les microplastiques n'ont eu aucun effet significatif sur la mortalité à toutes les concentrations examinées. Chez <i>Lumbriculus variegatus</i> , aucun effet n'a été relevé sur la reproduction (mesuré comme facteur de reproduction).	Redondo-Hasselerharm et coll. 2018

<i>Lumbriculus variegatus</i> (ver)		Aucune variation de croissance n'a été constatée chez <i>A. aquaticus</i> , <i>S. corneum</i> , <i>H. azteca</i> , <i>L. variegatus</i> et <i>Tubifex</i> spp.	
<i>Tubifex</i> spp. (ver)	28 jours	<p>Chez <i>H. azteca</i>, on n'a noté aucune variation de l'activité d'alimentation à toutes les concentrations.</p> <p>Chez <i>L. variegatus</i> et <i>Tubifex</i> spp., l'exposition aux microplastiques n'a pas nui à l'excrétion.</p> <p>On n'a trouvé aucun microplastique dans l'organisme et les matières fécales de <i>H. azteca</i>.</p>	
<i>Chironomus tepperi</i> (ver de vase)	<p>Microplastiques de PE bleus et blancs (fourchette de taille : 1 à 4 µm, 10 à 27 µm, 43 à 54 µm et 100 à 126 µm) à 500 particules/kg de sédiment</p> <p>Le groupe témoin a été exposé à des sédiments non enrichis. D'autres essais témoins réalisés avec une eau modérément dure avec et sans Tween-20 (surfactant) ont aussi été menés pour vérifier que les larves étaient bien sensibles et que le Tween-20 n'avait pas d'effet sur les résultats.</p>	<p>Lors de l'essai sur la croissance d'une durée de cinq jours, les taux de survie des vers exposés à des microplastiques étaient liés à la taille, et les effets étaient plus prononcés avec les particules de taille plus petite. Le taux de survie était le plus faible dans le groupe traité avec des particules de 10 à 27 µm (57 % de survie) que dans le groupe témoin (92 % de survie). L'exposition à la concentration la plus élevée étudiée n'a pas eu d'effets significatifs sur la survie.</p> <p>Un effet lié à la taille sur la croissance des larves a aussi été observé, et l'exposition à des microplastiques plus petits a entraîné une diminution significative de la longueur du corps. L'exposition à des particules de 10 à 27 µm est aussi associée à une plus courte longueur du corps</p>	Ziajahromi et coll. 2018

		<p>($7,6 \pm 2,4$ mm) par rapport à celle des larves du groupe témoin ($12,9 \pm 3,1$ mm). Aucun changement significatif n'a été noté pour le groupe ayant été traité avec des particules de 100 à 126 μm.</p> <p>La longueur de la capsule céphalique de la larve n'a pas varié avec l'exposition, peu importe le traitement, sauf dans le cas des particules de 10 à 27 μm, qui ont réduit de façon significative la longueur moyenne de la capsule. La MEB a aussi révélé une réduction de la taille de la capsule céphalique et de la bouche dans ce groupe.</p> <p>On a émis l'hypothèse que les particules de 10 à 27 μm étaient associées aux effets les plus prononcés, car il s'agit de la taille idéale à ingérer et à ne pas exécrer.</p> <p>Dans le cadre de l'essai sur l'émergence d'une durée de 10 jours, il a été établi que l'exposition aux microplastiques a eu des répercussions sur le nombre total d'adultes qui ont émergé. On a constaté une réduction significative du taux d'émergence à toutes les fourchettes de taille. Pour les particules de 10 à 27 μm, le taux d'émergence n'était que de 17,5 % comparativement à 92 % dans le groupe témoin.</p>	
<i>Caenorhabditis elegans</i> (nématode)	<p>Pour <i>C. elegans</i>, concentrations de 0,5 mg/m², 1,0 mg/m², 5,0 mg/m² et 10,0 mg/m²</p> <p>Deux jours</p>	<p>Chez <i>C. elegans</i>, les microplastiques de PA, de PE, de PP et de PVC ont induit des effets significatifs sur la survie, à l'exception du PVC à la</p>	Lei et coll. 2018b

	<p>Un milieu de croissance pour nématode dans de l'agar ensemencé avec la souche OP50 d'<i>Escherichia coli</i> a été utilisé pour le groupe témoin.</p>	<p>concentration de 0,5 mg/m². Les particules de PS présentaient un effet significatif lié à la taille sur la létalité, les particules de 1,0 µm ont causé une létalité importante et les particules de 5,0 µm ont causé une létalité modérée. En outre, l'exposition à des microplastiques à la concentration de 5,0 mg/m² a entraîné une réduction de la longueur moyenne du corps et de la reproduction (nombre d'embryons et taille de la couvée). L'exposition aux microplastiques a aussi abaissé la concentration de calcium dans les intestins et augmenté l'expression de <i>gst-4</i>.</p> <p>Chez <i>C. elegans</i>, les particules de PS de 1,0 µm présentaient la toxicité la plus élevée, l'accumulation la plus grande dans les intestins, la concentration de Ca²⁺ la plus faible dans les intestins et l'expression la plus importante de <i>gst-4</i> de toutes les tailles à l'étude.</p>	
<p><i>Gammarus pulex</i> (amphipode)</p> <p>28 jours</p>	<p>Fragments de PS irréguliers (20 à 500 µm) mélangés avec du sédiment à la concentration de 0,1 %, 1 %, 5 %, 10 %, 20 %, 30 % et 40 % de sédiment p.s.^a</p> <p>Le groupe témoin a été exposé à du sédiment exempt de microplastique.</p>	<p>Chez <i>G. pulex</i>, les microplastiques n'ont eu aucun effet significatif sur la mortalité à toutes les concentrations à l'étude.</p> <p>On a constaté une réduction significative de la croissance après une exposition à des concentrations élevées de microplastiques (10 % à 40 %) par rapport aux témoins. Après des calculs, la CE₅₀^b a été établie à 3,57 % de sédiments p.s. (±3,22), et la valeur de la CE₁₀^c était de 1,07 %.</p>	<p>Redondo-Hasselerharm et coll. 2018</p>

		<p>On n'a relevé aucune différence dans l'activité d'alimentation à toutes les concentrations. En outre, des microplastiques étaient présents dans l'organisme et la matière fécale à toutes les concentrations après un temps de dépurlation de 24 heures. Il a été établi que l'absorption de <i>G. pulex</i> était proportionnelle à la concentration de microplastiques dans les sédiments.</p>	
--	--	---	--

^a Poids sec

^b Concentration efficace à 50 %.

^c Concentration efficace à 10 %

Annexe E : Données supplémentaires des études toxicologiques

Tableau E-1 : Études de toxicité par ingestion

Espèces, voie et durée d'exposition	Microplastiques à l'étude	Concentration	Résumé des effets	Source
Rats Voie alimentaire 90 jours (7 j/semaine)	Tissu en polymère non tissé par filage direct constitué de PE et de PET (réduit en poudre fine) La taille des particules et leur dénombrement n'ont pas été communiqués, mais selon la fourchette classique du diamètre des fibres non tissées, les particules devraient être dans la fourchette de 1 à 50 µm (Welle et coll. 2018).	Les aliments à l'étude étaient constitués de la matière à l'étude mélangée à une alimentation de base, de sorte que l'on obtienne les concentrations de 0 %, 0,5 %, 2,5 % ou 5 %.	Aucun effet ayant une pertinence toxicologique et découlant du traitement n'a été observé pour tous les paramètres évalués dans l'étude sur l'alimentation, c.-à-d., aucun effet indésirable lié au traitement sur les paramètres sanguins, le poids des organes ou l'histopathologie du foie. La DSEO ^a n'a pas été calculée par les auteurs, mais il pourrait s'agir de la dose la plus élevée, qui est de 2 500 mg/kg p.c./jour (en présumant un facteur alimentation de 5 % pour les rats) (OMS 2019)	Merski et coll. 2008
Souris Gavage 28 jours (7 j/semaine)	PS fluorescent Diamètre de 5 µm et de 20 µm	1,46 × 10 ⁶ particules de 5 µm à la concentration de 0,1 mg/jour 2,27 × 10 ⁴ particules de 20 µm à la concentration de 0,1 mg/jour	Accumulation de PS dans le foie, les reins et les intestins des souris exposées autant aux particules de 5 µm qu'à celles de 20 µm (Translocation vraisemblable vers le foie et les reins et particules décelables une semaine après l'arrêt de l'exposition)	Deng et coll. 2017

Souris	PS vierge	1×10^5 particules de 5 μm à la concentration de 0,01 mg/jour	La présence d'une inflammation et de gouttelettes de lipides a été observée dans le foie des souris traitées à la dose la plus élevée. Données sur la fréquence ou la gravité non communiquées	Deng et coll. 2017
Gavage	Diamètre de 5 μm et de 20 μm	2×10^3 particules de 20 μm à la concentration de 0,01 mg/jour		
28 jours (7 j/semaine)		1×10^6 particules de 5 μm à la concentration de 0,1 mg/jour	Métabolisme de l'énergie : Les deux tailles de particules de PS ont induit une diminution de la concentration d'ATP et une diminution significative de l'activité de la LDH ^b liée à la dose	
		2×10^4 particules de 20 μm à la concentration de 0,1 mg/jour	Métabolisme des lipides : diminution de la concentration du cholestérol total et des triglycérides pour tous les traitements	
		5×10^6 particules de 5 μm à la concentration de 0,5 mg/jour	Biomarqueurs du stress oxydatif : Activité accrue de la GPx (plus élevé dans le groupe ayant reçu des particules de 5 μm) et de la SOD; diminution de l'activité de la catalase dans presque tous les groupes traités	
		1×10^5 particules de 20 μm à la concentration de 0,5 mg/jour	Risque de neurotoxicité : L'activité de l'acétylcholinestérase dans le foie a baissé après une exposition aux deux tailles de	

			microplastiques de PS, mais elle était plus grande dans le groupe ayant reçu les particules de 5 µm.	
Souris Gavage 28 jours (trois fois/semaine)	PS Diamètre de 1 µm, 4 µm et 10 µm	Mélange de particules de PS de 1 µm ($4,55 \times 10^7$ particules), 4 µm ($4,55 \times 10^7$ particules) et 10 µm ($1,49 \times 10^6$ particules) dans du CMC ^c à la concentration de 10 mL/kg/p.c.	Aucun signe d'inflammation ou de stress oxydatif après l'exposition à des microparticules de PS. Présence faible de particules dans les cellules du jéjunum et du duodénum. Aucune particule trouvée dans d'autres organes (foie, rate et reins).	Stock et coll. 2019
Souris Eau potable Six semaines (exposition continue)	PS vierge et fluorescent Diamètre de 5 µm	1 456 $\times 10^6$ particules/L ayant un diamètre de 5 µm à la concentration de 100 µg/L 1 456 $\times 10^7$ particules/L ayant un diamètre de 5 µm à la concentration de 1 000 µg/L	Accumulation de PS de 5 µm dans les intestins après une exposition à la concentration de 1 000 µg/L Dysbiose du microbiote des intestins (variation de la composition du microbiote du contenu cœcal de la souris) aux deux doses Dysfonctionnement de la barrière intestinale Altération du métabolisme des acides aminés et des acides biliaires après une exposition à la concentration de 1 000 µg/L	Jin et coll. 2019

Souris Eau potable Cinq semaines (exposition continue)	PS Diamètre de 0,5 µm et 50 µm	1 456 × 10 ¹⁰ particules/L de 0,5 µm à la concentration de 100 µg/L dans l'eau potable 1 456 × 10 ¹⁰ particules/L de 0,5 µm à la concentration de 1 000 µg/L dans l'eau potable 1 456 × 10 ⁴ particules/L de 50 µm à la concentration de 100 µg/L dans l'eau potable 1 456 × 10 ⁴ particules/L de 50 µm à la concentration de 1 000 µg/L dans l'eau potable	Altération du métabolisme des lipides dans le foie Altération de la composition du microbiote des intestins	Lu et coll. 2018
Souris Eau potable 90 jours (exposition continue)	PE et ignifugeants organophosphorés (IOF) (PTCE et PTDCP) ou PS et IOF	PS à 2 000 µg/L (3,7 × 10 ⁸ particules/L) et IOF à 10 µg/L PS à 2 000 µg/L (3,7 × 10 ⁸ particules/L) et IOF à 100 µg/L PE à 2 000 µg/L (3,7 × 10 ⁸ particules/L) et IOF à 10 µg/L PE à 2 000 µg/L (3,7 × 10 ⁸ particules/L) et IOF à 100 µg/L	Stress oxydatif, neurotoxicité et perturbation accrue du métabolisme des acides aminés et de l'énergie découlant de la co-exposition. Aucun groupe témoin n'ayant pas uniquement reçu de microplastiques. On ignore quel constituant du traitement a induit les effets.	Deng et coll. 2018

^aDose sans effet observé

^bLactate déshydrogénase

^cCarboxyméthylcellulose

Tableau E-2 : Études de toxicité par inhalation

Espèces, voie et durée d'exposition	Microplastiques étudiés	Concentration	Résumé des effets	Source
Rats Inhalation par le museau uniquement 90 jours (6 h/j, 5 j/semaine)	Fibres de PP (MG ^a du diamètre de 1,2 µm et longueur de 11,6 à 14,7 µm)	13,0, 28,1 ou 59,6 mg/m ³ (12,1, 20 ou 48,1 fibres/cm ³)	Hausse liée à la dose de la fréquence des microgranulomes et des macrophages contenant des fibres et aggravation de leur état, accompagnée d'une bronchiolisation à concentration élevée. Réversible aux deux concentrations les plus faibles. CMEO ^b = 13 mg/m ³ CMEO _{adj} ^c = 2,3 mg/m ³	Hesterberg et coll. 1992
Rats Inhalation dans une enceinte 12 semaines (6 h/jour, 5 j/semaine)	Particules de mousse de PU fraîchement produites (94 % < 5 µm et 83 % < 3 µm)	8,65 mg/m ³	Aucun effet sur le poids corporel, la survie, le comportement ou la fréquence des tumeurs. Granulomes intra-alvéolaires et infiltration péribronchiale et périvasculaire de lymphocytes. CMEO = 8,65 mg/m ³ CMEO _{adj} = 1,54 mg/m ³	Thyssen et coll. 1978
Rats Inhalation dans une enceinte 30 jours d'exposition (6 h/jour, 5 j/semaine)	Particules de mousse de PU fraîchement produites (diamètre médian de 0,7 µm)	3,6 et 20,5 mg/m ³	Aucun effet sur la mortalité ou le poids. Congestion hémorragique causée par un œdème à concentration élevée. Aucune aggravation de la pneumonite ou augmentation de l'infiltration de lymphocytes. Aggravation liée à la dose de l'hyperplasie de la trachée.	Laskin et coll. 1972

			<p>Aggravation de la métaplasie squameuse de la trachée uniquement à faible concentration. Changements bronchioalvéolaires plus nombreux (emphysème centrilobulaire et macrophages) uniquement à concentration élevée. Aucune aggravation de l'hyperplasie des bronches ou de la métaplasie squameuse. Macrophages contenant des particules dans la lymphé et les poumons. Carcinome à cellules squameuses observé chez un rat de chaque groupe traité.</p> <p>CMEO = 3,6 mg/m³ CMEO_{adj} = 0,64 mg/m³</p>	
Hamsters Inhalation dans une enceinte 30 jours d'exposition (6 h/jour, 5 j/semaine)	Particules de mousse de PU fraîchement produites (diamètre médian de 0,7 µm)	3,6 et 20,5 mg/m ³	<p>Aucune hausse de la mortalité. Perte pondérale uniquement à faible concentration. Congestion hémorragique causée par un œdème à concentration élevée. Aucune aggravation de la pneumonite ou augmentation de l'infiltration des lymphocytes. Changements histologiques limités à</p>	Laskin et coll. 1972

			une hyperplasie des bronches. CMEO = 3,6 mg/m ³ CMEO _{adj} = 0,64 mg/m ³	
Rats Inhalation par le museau uniquement 4 semaines (20 jours d'exposition), 6 h/jour, 5 j/semaine	Particules en forme de fibre constituées de nylon et non enduites (longueur moyenne et diamètre moyen de 9,8 et 1,6 µm, respectivement)	4,0, 15 et 57 fibres/cm ³ (0,6, 2,7 et 19,6 mg/m ³)	Aucun effet sur le poids corporel, le poids des poumons ou les observations cliniques. Hausse réversible du dénombrement total des cellules du LLBA dans le groupe ayant reçu 57 fibres/cm ³ (accompagnée d'une augmentation de la proportion de neutrophiles). Absence de signes d'une inflammation pulmonaire, de biomarqueurs d'une lésion pulmonaire et d'une prolifération cellulaire. LLBA et macrophages des tissus lymphoïdes du nez contenant des particules de nylon plus nombreuses et plus persistantes à concentration élevée. Aucune incidence sur l'activité phagocytaire des macrophages. Aucun changement significatif de la vitesse de prolifération des cellules. CSEO ^d : 15 fibres/cm ³ (2,7 mg/m ³) CSEO _{adj} ^e = 2,7 fibres/cm ³ (0,48 mg/m ³)	Warheit et coll. 2003

Cobayes Inhalation dans une enceinte 325 jours	Particules de nylon et d'orlon (dimensions non précisées)	2 g pulvérisés 3 fois/jour	Foyers dans les nodules sous-pleuraux dans les zones d'emphysème, précisément dans les septums interalvéolaires. Foyers d'œdème, de fibres réticulaires et de granulomes contenant des histiocytes et des fibroblastes. Les lésions contenaient des particules inhalées. CMEO = 6 g/jour	Pimentel et coll. 1975
Rats Inhalation par le museau uniquement Cinq jours (6 h/jour)	Copolymère d'ester acrylique, avec ou sans fraction nanoparticulaire (DAMM ^f de 1,2 µm et diamètre médian de 0,4 µm pour les deux composés à l'étude, mais la distribution de la taille variait dans les deux types d'aérosols)	3,4 et 10,6 mg/m ³ pour les deux composés à l'étude	Aucun effet lié au traitement sur le poids corporel, les observations cliniques, les paramètres hématologiques, les paramètres du LLBA (dénombrement cellulaire différentiel et total ou indicateurs biochimiques d'une lésion pulmonaire) ou l'histologie des poumons et des ganglions lymphatiques. CSEO = 10,6 mg/m ³ CSEO _{adj} = 2,7 mg/m ³	Ma-Hock et coll. 2012
Rats Intratrachéal Instillation unique	Particules de PVC (< 5 µm)	25 mg en suspension dans 1 mL de solution saline	Aucun effet sur la mortalité. Augmentation réversible de l'activité de la succinate déshydrogénase, de l'adénosine triphosphatase et des enzymes lysosomales	Agarwal et coll. 1978

			des poumons. Changements inflammatoires et vasculaires, hyperplasie, fibrose interstitielle et granulomes dans les zones pulmonaires associées à un dépôt de particules; effets réversibles lorsque les particules sont éliminées. DMEO ^g = 25 mg	
Rats Intratrachéal Instillation unique	Particules de PVC en suspension ou en émulsion (groupes avec divers diamètres moyens en masse variant de 13 à 130 µm); un groupe exposé à un copolymère d'acétate de vinyle	2 mg dans 0,2 mL de solution saline	Petit foyer de matière granulaire accompagné d'une inflammation légère dans les alvéoles et les conduits alvéolaires. Aucune fibrose; aucun changement lymphatique. DMEO = 2 mg	Pigott et Ishmael 1979
Rats Intratrachéal Instillation unique	Particules de PVC fabriquées ou lavées (pour éliminer les substances adsorbées); taille médiane d'environ 2 µm	10 ou 50 mg/kg	Aucun effet sur le poids corporel. LLBA : LDH élevé, concentration accrue de protéines totales, dénombrement plus élevé des cellules totales et des neutrophiles dans les groupes ayant reçu 50 mg/kg au 2 ^e et au 7 ^e jour après l'instillation, mais retour aux valeurs des témoins aux points temporels ultérieurs. La plupart des effets ont persisté plus longtemps pour les particules de PVC	Xu et coll. 2004

			lavées que pour les particules non lavées. Histologie : Les groupes ayant reçu une concentration élevée de particules de PVC présentaient un épaississement des parois alvéolaires accompagné d'amas de cellules de l'inflammation et de particules 2 jours après l'instillation, puis d'une inflammation accrue au 7 ^e jour dans le groupe traité par des particules de PVC lavées. Foyer à la surface des poumons à 28 jours (moins évident à 90 jours) et augmentation du nombre de macrophages (sans fibrose) à 90 jours.	
Rats Intratrachéal Instillation unique	Brins de nylon non coupés et broyés (largeur et longueur moyenne de 2 µm et de 14 µm, respectivement)	10 mg/kg p.c. de particules dans une solution saline	Augmentation significative de la fréquence respiratoire. Pneumonie suppurée autour des bronchioles; inflammation histiocytaire dans les alvéoles situées près des fibres; aucune fibrose. Augmentation significative de la numération des leucocytes polymorphonucléaires dans le LLBA. Augmentation	Porter et coll. 1999

			significative de la chimioluminescence, mais aucun macrophage alvéolaire. Hausse significative de l'albumine (indicateur d'une détérioration de la barrière sang-gaz) et de l'activité de la métalloprotéase de la matrice (indicateur d'une inflammation). DMEO = 10 mg/kg	
Rats Intratrachéal Instillation unique	Microsphères de PS (64, 202 ou 535 nm)	1 mg dans 0,5 mL de solution saline	LLBA : Augmentation significative de la numération des cellules totales pour les particules de 64 et 202 nm. Hausse de la concentration en protéines pour les particules de 64 et 535 nm et augmentation de l'activité de la LDH (qui semble indiquer une mort cellulaire) pour les particules de 64 nm. DMEO ^h = 1 mg	Brown et coll. 2001
Rats Intratrachéal Instillation unique	Particules de PU résultant d'une mousse vieillie ou fraîchement préparée (diamètre aérodynamique de $\leq 10 \mu\text{m}$ pour 93,5 % des particules et $\leq 5 \mu\text{m}$ pour 52 % des particules)	20 mg/mL dans la solution saline	Infiltration lymphocytaire précoce et activité des macrophages dans les poumons, accompagnées par la suite d'un épaissement de la paroi alvéolaire, d'une épithérialisation et d'une fibrose, qui, à 18 et à 24 mois, ont évolué en cicatrice et en emphysème	Stemmer et coll. 1975

			pérfocal. Hyperplasie de l'épithélium bronchial et adénomes intrabronchiaux bénins induits par les particules de PU produites avec une mousse fraîchement préparée.	
Rates gravides Intratrachéal Doses répétées : Instillation tous les deux jours, du 5 ^e au 19 ^e jour de gestation À court terme : Instillation unique au 19 ^e jour de gestation	Particules de PS de 20 nm	2 974 µg de particules de PS (équivalant à 952 µg/dose) et $2,4 \times 10^{13}$ particules dans 300 µL de solution saline	Haute signification des sites de réabsorption chez les animaux exposés (à la fois à court terme et avec doses répétées). Signes d'une translocation de particules dans les poumons : étude avec doses répétées — placenta, petits entiers et foie des fœtus; étude à court terme — rate et cœur de la mère, placenta, cœur du fœtus, foie du fœtus et petits entiers.	Fournier et coll. 2018 (résumé uniquement; aucun texte intégral)

^a Moyenne géométrique

^b Concentration minimale entraînant un effet observé

^c Concentration minimale entraînant un effet observé, ajusté pour une exposition continue

^d Concentration sans effet observé

^e Concentration sans effet observé, ajusté pour une exposition continue

^f Diamètre aérodynamique moyen en masse

^g Dose minimale entraînant un effet observé

^h Dose minimale entraînant un effet observé

