

MICROPLASTIQUES DANS LE LEMAN : REFLEXIONS SUR LES BESOINS DE CONNAISSANCES ET LA SURVEILLANCE

MICROPLASTICS IN LAKE GENEVA: CONSIDERING KNOWLEDGE GAPS AND MONITORING

CAMPAGNE 2018

PAR

Marc BABUT⁽¹⁾, Jean-Luc LOIZEAU⁽²⁾, Mathieu COSTER⁽³⁾

(1) Irstea, UR RIVERLY, Laboratoire d'Ecotoxicologie, 5 rue de la Doua, CS20244, 69625 VILLEURBANNE cedex (FR)

(2) Université de Genève, Dép. F.A. Forel Uni Carl Vogt, 66 boulevard Carl Vogt, 1211 GENEVE 4 (CH)

(3) Service de l'écologie de l'eau, Office cantonal de l'eau, 23 avenue Ste Clotilde, 1211 GENEVE (CH)

RÉSUMÉ

La présence de plastiques dans les milieux aquatiques a émergé ces dernières années comme une préoccupation majeure au niveau mondial. Sur le parcours des plastiques vers les océans, les lacs constituent des zones de stockage ; le Léman n'y échappe pas, comme l'ont montré les investigations récentes de l'EPFL. Les objectifs de la présente étude étaient de faire le point sur les connaissances concernant les sources, le devenir et les risques induits par les microplastiques (particules primaires ou issues de la dégradation de déchets plastiques macroscopiques), afin de pouvoir mettre en place une surveillance adaptée du Léman.

Le devenir des microplastiques dans l'environnement peut être résumé en cinq processus principaux : dégradation (en particules plus petites), recouvrement par macromolécules ou biofilm, agrégation, transport et sédimentation. Les connaissances sur les impacts directs des microplastiques sont encore très incomplètes, de sorte qu'il n'est actuellement pas possible de dégager un schéma général. Ces impacts concernent les invertébrés et les poissons, et affectent plus les espèces pélagiques que benthiques. La clé de l'exposition réside dans le comportement trophique, les microplastiques étant confondus avec les proies ou ingérés accidentellement. Les effets observés tant chez les invertébrés que chez les poissons sont d'abord de nature physique (encombrement, érosion), avec des conséquences physiologiques, sur l'alimentation, la croissance ou la fertilité.

Les microplastiques peuvent également intervenir en tant que vecteurs de micropolluants ou de microorganismes. La partition des contaminants entre eau et microplastiques est très variable en fonction du type de plastique et des contaminants présents. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, les concentrations adsorbées aux microplastiques sont certes élevées, mais restent du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments. Les microplastiques ne semblent pas être des vecteurs de micropolluants plus efficaces que les autres particules organiques naturelles présentes dans les milieux aquatiques. Pour ce qui concerne les microorganismes, la question est plus ouverte, les connaissances étant encore lacunaires.

Il est donc actuellement difficile d'évaluer les risques écologiques et sanitaires dus aux microplastiques, en raison d'une connaissance encore imparfaite des effets, et de lacunes considérables concernant l'évaluation des expositions. En conclusion, trois orientations ont été retenues à l'issue de cette étude : (1) évaluer les apports au lac par les affluents, (2) surveiller les impacts (exposition de l'écosystème), au moyen d'analyse des tubes digestifs de poissons, et (3) évaluer le stock de plastiques en devenir (rives, plages), par une démarche participative.

ABSTRACT

The widespread occurrence of plastics in aquatic media has emerged in the recent years as a major concern worldwide. On plastics' trip to oceans, lakes appear as storage facilities; this is also the case for Lake Geneva, as demonstrated recently by EPFL scientists. Study objectives were to summarize current knowledge on the sources, fate and risks of microplastics (primary or secondary particles, the latter being obtained by the degradation of macroscopic plastic pieces), in order to identify an appropriate monitoring strategy for Lake Geneva.

The environmental fate of microplastics involve five main processes, namely degradation, capping by macromolecules or biofilm, aggregation, transport, and deposition. Knowledge about the direct impacts of microplastics is still incomplete, making it impossible to draw a general pattern. These impacts may affect invertebrates as well as fish, especially pelagic species (more than benthic ones). The key factor governing exposure is the trophic compartment, as microplastics may be confounded with preys or ingested accidentally. Observed effects are primarily physical, with physiological consequences on food consumption, growth or fertility.

Microplastics may also act as vectors of contaminants or microorganisms. The partitioning of contaminants between water and microplastics varies according to plastic type and contaminants properties. However, for highly hydrophobic chemicals, though high the concentrations sorbed to microplastics are of the same order of magnitude as those observed e.g. in sediments. Microplastics do not seem to be more efficient than other natural organic particles for the transport of contaminants. The issue is more open for microorganisms, due to the paucity of information available for this topic.

It is accordingly quite difficult to assess ecological or human health risks related to microplastics, due to knowledge gaps on effects as well as on exposure. In conclusion, three orientations were retained in conclusion: (1) to assess emissions from tributaries to the lake, (2) to monitor the impacts (ecosystem exposure) by analyzing digestive tractus of fish, and (3) to assess the potential lakeshore stock by a participatory science approach.

1. INTRODUCTION

La présence de plastiques dans les milieux aquatiques a émergé ces dernières années comme une préoccupation majeure, à la fois dans les media « mainstream » et dans la communauté scientifique. De nombreux médias se sont fait l'écho de la présence de résidus de plastiques visibles, aussi appelés macroplastiques. Le thème du devenir et des impacts des particules formées par dégradation des déchets plastiques a suscité un intérêt scientifique croissant très rapidement, comme le montre la Figure 1. Celle-ci a été réalisée début 2018 à partir d'une requête simple sur la base Scopus®, avec le mot clé *microplastics* (N = 702, courbe bleue) ; si l'on restreint le sujet aux sciences de l'environnement, il reste 535 articles (76 %, courbe rouge). Le rythme de publication a tendance à s'accroître, puisqu'entre le 1^{er} janvier et le 14 mars 2018 il était déjà paru 109 articles concernant les microplastiques dans l'environnement (117 au total). Outre le caractère parfois spectaculaire de la pollution par les plastiques (gyres océaniques, photos de cadavres d'oiseaux marins ou de tortues saturés de plastiques), qui concernent au premier chef des objets ou débris visibles, d'autres motifs de préoccupation ont été mis en avant, comme la consommation d'oxygène ou le transport de polluants toxiques ou d'organismes pathogènes. Les quantités de déchets plastiques en jeu au niveau mondial sont considérables, et la croissance du problème posé aux écosystèmes océaniques semble inexorable : la part de la production mondiale de matières plastiques (288 millions de tonnes en 2012¹) parvenant aux océans serait de l'ordre de 10 %. Dès 2025, la masse de plastiques présente dans les océans (250×10^6 t) représenterait 1/3 de la biomasse des poissons, et dépasserait celle-ci vers 2050 (Jovanović, 2017).

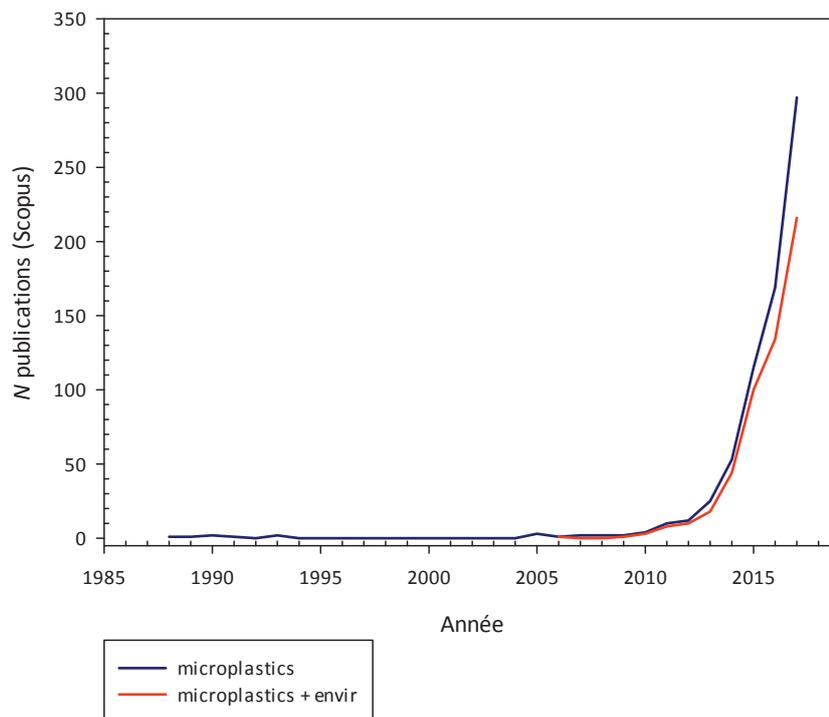


Figure 1 : Evolution du nombre de publications sur les microplastiques dans Scopus (1988-2017) avec recherche utilisant les mots-clés « microplastics » et « microplastics+enviro »

Figure 1: Trend of the topic "microplastics" and "microplastics+enviro" in publications referenced in Scopus (1988-2017)

¹ Source : introduction du rapport de l'EPFL sur les microplastiques dans les lacs suisses - Faure F, De Alencastro LF (2014). *Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse*

Les plastiques observés dans les océans transitent par les milieux aquatiques d'eau douce. Sur ce parcours, les lacs constituent des zones de stockage temporaires ou de long terme des plastiques de différentes tailles. Durant leur « vie », les plastiques sont sujets à différents processus de dégradation, produisant des particules de plus en plus petites, les microplastiques (MP, voir définition au § 2). Les teneurs en microplastiques peuvent atteindre dans les lacs des niveaux de concentrations équivalents à celles des gyres océaniques (Driedger et al., 2015). Le Léman est donc affecté, comme tous les grands lacs qui ont été étudiés jusqu'à présent. Une étude de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) sur mandat de l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) menée en 2013 a évalué la prévalence de déchets plastiques sur les plages [N=3*4 campagnes], et dans les eaux [N=23] du Léman, en même temps que d'autres lacs suisses (Faure et De Alencastro, 2014). Elle a permis de mettre en évidence une contamination moyenne de l'eau du Léman (Grand Lac) de 220.000 particules / km² (46.000 mg / km²), moins marquée dans le Petit Lac (33.000 particules / km² ; 10.000 mg / km²), valeurs à prendre avec prudence étant donnée la variabilité inter-échantillons au sein du lac.

Les conditions météorologiques au moment du prélèvement (vent, précipitations) apparaissent comme des facteurs influençant fortement la contamination par les microplastiques. Le même constat de variabilité peut être dressé en ce qui concerne les plages ; pour l'eau comme pour les plages, les résultats étaient comparables à d'autres grands lacs, et même aux gyres océaniques pour les valeurs hautes. Une dizaine d'échantillons de sédiments du lac ont été examinés en complément en 2016 (cf. PV du Conseil Scientifique, 17 janvier 2017). Les microplastiques sont présents dans tous ces échantillons, en nombre variable.

Récemment, une modélisation basée sur les activités socio-économiques dans le bassin versant, des estimations des pertes et des émissions dans le milieu naturel, confrontée aux résultats des mesures directes effectuées précédemment par la même équipe (Faure et De Alencastro, 2014; Faure *et al.*, 2015), a estimé la charge annuelle de macro et microplastiques au Léman à 55 tonnes (avec une gamme de valeurs plausibles entre 8 et 193 tonnes par an) dont 30 tonnes seraient issues de l'abrasion de pneus, tandis que 80% des apports seraient stockés dans les sédiments (Boucher *et al.*, 2019).

Enfin, les appareils digestifs de 75 poissons (principalement perches et gardons) provenant de différentes zones du lac ont été examinés dans une étude récente : moins de 6 % de ces poissons présentaient des particules de 50 à 1000 µm dans leur tube digestif (Froidevaux, 2018). L'auteure conclut que ces résultats témoignent d'une contamination limitée, mais qu'il s'agit de données préliminaires méritant d'être consolidées par une étude plus large permettant une exploitation statistique.

Il apparaît donc important que la CIPEL précise sa stratégie vis-à-vis de cette forme de pollution émergente ; la connaissance de l'état du lac et des risques induits sera une première étape de l'élaboration de cette stratégie.

Dans cette perspective, les objectifs de ce rapport sont d'identifier les orientations à prendre en matière d'acquisition de connaissances sur les MP, en particulier

- i. cerner les compartiments qu'il faudrait surveiller, et
- ii. identifier la nature des risques pour l'écosystème ou les usages à prendre en compte.

La question des méthodes d'étude, qui dépendent des questions à traiter, sera abordée dans une seconde étape, lorsque les orientations auront été choisies.

Compte tenu de l'abondance de la littérature scientifique sur le sujet des microplastiques, le travail présenté ici rapporte principalement des études récentes (≥2015 en général), en privilégiant les synthèses et les revues, sans oublier les opinions (éditoriaux, lettres aux éditeurs). Cette approche n'a pas visé à l'exhaustivité, mais plutôt à repérer les informations ou concepts-clés pour la construction d'une stratégie de surveillance du Léman.

2. DÉFINITIONS, TERMINOLOGIE, CLASSIFICATION

Pour fixer les idées, dans ce rapport nous nous en tiendrons aux définitions les plus couramment appliquées (cf. notamment (Faure et De Alencastro, 2014) :

- Microplastiques (MP) : taille des particules <5mm ; certains distinguent également une classe de taille <1mm. La distinction entre MP primaires (fabriqués intentionnellement à dimension ≤ 1 mm, par exemple les microbilles utilisées dans les cosmétiques) et secondaires (résultant de la fragmentation de plastiques de plus grande taille) implique surtout des différences de formes, plus irrégulières pour les MP secondaires.
- Nanoplastiques (NP) : particules entre 1 et 100 nm (soit 0.1 μm , ou 0.001 mm).

Les fibres synthétiques sont considérées comme des MP secondaires.

Quelques indications sommaires sur la typologie des plastiques figurent en annexe.

3. SOURCES

L'émission de MP vers le milieu aquatique peut être divisée en deux sources principales : premièrement les sources diffuses et deuxièmement les eaux usées domestiques ou industrielles (Horton et al., 2017). La part de MP apportée par chacune est significative mais difficilement évaluable car elle dépend fortement de la situation de la zone étudiée (Lasee *et al.*, 2017 ;van Wezel *et al.*, 2016). Les facteurs à prendre en compte pour cette évaluation sont nombreux : densité de population, pourcentage de zones urbaines/agricoles, activités industrielles, taux d'épuration des eaux usées, gestion des boues d'épuration, gestion des déchets solides etc.

Les sources diffuses regroupent principalement des MP secondaires formés suite à l'usure des produits plastiques utilisés ou stockés en extérieur. Sous l'action combinée des rayonnements UV et de contraintes mécaniques, les plastiques s'effritent avec le temps et forment des MP qui se déposent sur les sols et sont transportés vers le milieu aquatique par ruissellement. Le transport atmosphérique semble également être une voie de transport non négligeable mais encore très peu étudiée (Horton *et al.*, 2017). Les produits plastiques du quotidien participant à la contamination diffuse par les MP sont extrêmement nombreux. Parmi ceux-ci on peut citer les vêtements en fibres synthétiques, les plastiques des voitures et leurs pneus ainsi que les déchets plastiques divers laissés à l'abandon. Au niveau mondial, ces derniers semblent être la source principale de la contamination par les MP (Schmidt *et al.*, 2017), leur contribution est par exemple estimée à 76% en Chine alors qu'elle ne serait que de 2% en Europe et aux États-Unis (Horton *et al.*, 2017). Le secteur agricole apporte également une part significative de la contamination en MP avec par exemple les bâches de paillage des cultures ou les tunnels de serre. Ils contaminent les sols et peuvent potentiellement atteindre le milieu aquatique par ruissellement (Alimi *et al.*, 2018). Des MP primaires sont également dispersés de manière diffuse dans l'environnement à partir de peintures et revêtements utilisés dans le bâti. Ces MP primaires sont incorporés dans certains produits comme liants pour les pigments ou pour former une couche de protection après durcissement (van Wezel *et al.*, 2016).

Les eaux usées domestiques contiennent à la fois des MP primaires issus des produits de soins personnels et cosmétiques utilisés quotidiennement (auxquels on a pu incorporer des microbilles de plastiques pour obtenir un effet abrasif ou exfoliant) et des MP secondaires, principalement sous forme de microfibrilles, issus des machines à laver le linge. Au niveau mondial les eaux usées domestiques non traitées dans de nombreuses régions sont considérées comme une source majeure de MP. Les stations d'épuration des eaux usées (STEP) équipées d'un traitement tertiaire sont reconnues pour retenir de 95 à 99,9% des MP de sorte que l'eau traitée par ces stations ne représente plus qu'une source minimale en MP dans les régions équipées (Carr, 2017). Néanmoins, les MP retenus par les STEP sont concentrés dans les boues d'épuration qui peuvent être réutilisées comme engrais agricole. Ces boues d'épuration épandues sur les cultures représentent potentiellement une source non négligeable de MP (Alimi *et al.*, 2018).

4. DEVENIR

De par leurs propriétés chimiques (polymères), les plastiques sont extrêmement stables et leur durée de vie est de l'ordre de quelques centaines à plusieurs milliers d'années (Peng *et al.*, 2017). Partant de ce constat on peut estimer que mis à part les plastiques qui ont été incinérés, la majorité des plastiques produits jusqu'à aujourd'hui sont encore présents dans l'environnement sous une forme ou une autre (Horton *et al.*, 2017). Une fois le milieu aquatique atteint, les morceaux de plastiques diminuent continuellement de taille, principalement sous l'effet combiné des rayonnements UV et de contraintes mécaniques pour atteindre des tailles micrométriques voire nanométriques (Kooi *et al.*, 2017).

Ces MP peuvent ensuite rejoindre les océans ou sédimenter en fonction de leur taille et de leur densité. En effet certains plastiques ont des densités supérieures à 1 comme par exemple le PS, le PVC ou le PET (Ziccardi *et al.*, 2016) ceux-ci pourront en fonction de leur taille sédimenter directement de manière plus ou moins rapide. Les plastiques ayant des densités inférieures à 1 (PE et PP par exemple) auront plutôt tendance à flotter mais peuvent également être amenés à sédimenter lorsque des biofilms se forment à leurs surfaces. En effet, l'étude menée par Kooi *et al.* montre que les biofilms qui se forment à la surface des MP augmentent leur densité. Cette étude montre également que ce phénomène est plus accentué sur les MP de petite taille (< 1mm) et expliquerait en partie pourquoi à la surface des océans on observe un "vide" dans les fractions les plus petites. Les MP en phase de sédimentation peuvent, sous l'effet des courants, être remis en suspension et remonter à la surface puis couler à nouveau dans un mouvement oscillant. Les MP inférieurs à 10 µm n'oscilleraient plus et seraient donc définitivement sédimentés (Kooi *et al.*, 2017).

Les MP peuvent également s'agréger entre eux ou avec d'autres microparticules minérales ou organiques. Le potentiel d'agrégation dépend de la chimie de l'eau, particulièrement le pH et la force ionique, mais aussi des propriétés de la particule (taille, densité, forme, composition chimique, charges et fonctionnalisation de surface) (Alimi *et al.*, 2018). La plupart des études sur l'agrégation ont été réalisées en conditions de laboratoire et sur des MP de polystyrène sphérique.

Pour résumer, le devenir des MP dans l'environnement peut être divisé en cinq voies principales : dégradation (en MP plus petit), recouvrement par macromolécules ou biofilm, agrégation, transport et déposition (Alimi *et al.*, 2018).

5. IMPACTS & RISQUES

Ce chapitre abordera successivement trois grandes questions, en écho aux thèmes abordés dans la littérature :

- a. Quels sont les effets des plastiques par eux-mêmes sur les organismes aquatiques, invertébrés ou poissons ? Nous n'avons pas cherché à distinguer entre organismes d'eau douce et organismes marins, dans la mesure où on ne devrait pas s'attendre à ce que cela induise une différence au niveau des effets. En revanche, nous n'avons pas inclus les oiseaux ni les mammifères dans cette synthèse bibliographique ; ce point sera repris dans le chapitre **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**
- b. Les microplastiques jouent-ils un rôle (aggravant, notamment) dans l'exposition des organismes aquatiques aux micropolluants ?
- c. Quels sont les risques, pour les organismes aquatiques ou pour d'autres cibles (risque sanitaire via produits de la pêche ou l'eau potable par exemple) ?

5.1 IMPACTS DIRECTS DES MICROPLASTIQUES

5.1.A. Invertébrés

Beaucoup d'études décrivent la présence de MP dans le système digestif d'invertébrés, et ses conséquences sur différents indicateurs d'effet. Ces travaux ont préférentiellement concerné des MP primaires, dont la prévalence environnementale est bien moindre que celle des MP secondaires ; l'étude des MP secondaires paraît plus difficile en raison de leur hétérogénéité. A noter également qu'il s'agit plus souvent de travaux de laboratoire que d'observations de terrain, avec des niveaux d'exposition parfois très élevés par rapport aux concentrations environnementales.

Chez l'hydre *Hydra attenuata* l'exposition aux MP affecte le taux d'alimentation ; cet organisme peut aller jusqu'à remplir complètement sa cavité digestive avec des MP ; sa morphologie est aussi modifiée, sans conséquence sur la survie, et sa reproduction n'est pas affectée (Murphy et Quinn, 2018).

Dans une exposition de court terme au laboratoire, la survie du crustacé épibenthique *Hyaella azteca* était affectée à des teneurs en MP de polyéthylène $\geq 46\ 000$ particules mL^{-1} ; dans le cas de MP de type fibre (polypropylène) la CL50 était en revanche de 71 MP mL^{-1} (Au *et al.*, 2015). Dans la même étude, des effets non dose-dépendants sur la croissance et la reproduction ont été observés à des teneurs en MP de polyéthylène élevées (5 000 et 10 000 MP mL^{-1}). Chez les juvéniles (6-9 mm) du crustacé amphipode *Gammarus pulex*, l'exposition à des MP fragments de polyéthylène téréphtalate irréguliers de plusieurs tailles n'a aucun effet sur la survie, le taux d'alimentation ou le métabolisme (glycogène, stockage de lipides), bien que les MP soient ingérés (Weber *et al.*, 2018). Ces résultats s'expliqueraient par l'omnivorie du gammare qui le rendrait moins sensible aux matériaux non digestibles.

De même l'exposition à des MP de polyéthylène de 4-6 à 125-500 μm en concentrations « environnementales » de deux espèces de mollusques benthiques (*Ennucula tenuis* et *Abra nitida*) a conclu à une absence d'effets sur la survie ou de modification de l'indice de condition, ni de modification du comportement fouisseur. En revanche les réserves énergétiques (protéines, lipides, hydrates de carbone) ont été affectées significativement chez une espèce (*E. tenuis*), mais pas l'autre (Bour *et al.*, 2018). Les auteurs de ce travail n'ont pas réussi à mettre en évidence les MP de plus petite taille dans les tissus, contrairement à celles de la classe de taille la plus grande (125-500 μm). Plusieurs hypothèses sont évoquées pour expliquer la diminution des réserves énergétiques, soit (i) une diminution de la synthèse, provoquée par une diminution d'absorption ou une inhibition du métabolisme, ou (ii) une augmentation du catabolisme, liée au stress induit par l'exposition aux MP.

D'autres études notent également une absence d'effets chez certains organismes, tels que les larves de l'isopode *Idotea emarginata*, l'oursin *Tripneustes gracilla* ou le mollusque *Potamopyrgus antipodarum*, au contraire de la daphnie *Daphnia magna* (crustacé cladocère) (cf. la revue faite par (Scherer *et al.*, 2017). Cette équipe a émis l'hypothèse que la toxicité résulte d'une incorporation (*internal exposure*) et que les modes d'alimentation vont donc influencer sur l'apparition d'effets. Elle a alors procédé à l'exposition de *Daphnia magna* (filtreur), *Chironomus riparius* (insecte, collecteur), *Lumbriculus variegatus* (oligochète, ingestion de particules de sédiment), *Gammarus pulex* (crustacé, déchiqueteur), et *Physella acuta* (mollusque, brouteur - raqueur) à des sphères fluorescentes en polystyrène de 3 tailles différentes (1-10-90 μm) à 3 niveaux de concentration (jusqu'à 25 fois plus élevées que les concentrations environnementales). Toutes les espèces testées ont ingéré des MP, à des taux dépendant de la concentration d'exposition ; toutefois la daphnie n'a pas ingéré les MP de 90 μm . L'oligochète présentait les valeurs de contamination les plus basses. La présence d'algues réduit l'ingestion de billes de polystyrène chez *D. magna*, de même pour le sable chez *C. riparius*. *G. pulex* ingère moins de particules 10 ou 90 μm en présence de feuilles (litière) mais autant de particules de 1 μm , probablement à cause de leur adhérence aux feuilles. Ces variations ne s'expliquent pas par un simple effet de dilution, mais plus par un comportement sélectif des organismes. Ainsi, les filtreurs sont probablement plus affectés par l'exposition aux MP, qui semble provoquer une réduction de l'alimentation, induisant une croissance réduite, voire une diminution de la reproduction (Scherer *et al.*, 2017).

Cette dernière assertion pose cependant question, dans la mesure où les organismes filtreurs comme la daphnie sont en principe adaptés à l'ingestion de petites particules plus ou moins comestibles, à telle enseigne que des MP de taille 1-20 μm ont été couramment employés pour étudier le comportement alimentaire du zooplancton (Ogonowski *et al.*, 2016). L'exposition aux MP de petite taille ne devrait donc en principe pas conduire à des effets supérieurs à ceux de l'argile ou de la matière organique réfractaire. Cette équipe s'est donc attachée à documenter l'alimentation, la croissance, la survie et la reproduction chez *D. magna* en présence de MP ou de kaolin, en modulant la disponibilité de nourriture. Ils se sont également intéressés aux variations du temps de transit dans le tube digestif, et aux effets sur la descendance. Ils observent notamment une diminution de l'alimentation en présence de MP et une croissance plus faible, effet aggravé lorsque la quantité de nourriture disponible est plus basse. Les MP étaient cependant rapidement évacués du tube digestif, et la descendance n'était pas affectée. Ils concluent que l'effet des MP chez la daphnie n'est pas différent de celui de l'argile (Ogonowski *et al.*, 2016).

En résumé, les facteurs influençant l'ingestion par les invertébrés sont l'abondance des MP et la taille des particules, celles comparables à celle des particules alimentaires, et/ou adhérent à leur surface, pouvant être ingérées par le macrozooplancton ou les organismes benthiques.

Les filtreurs (daphnie, certains mollusques) sont plus exposés aux MP dans la colonne d'eau (Scherer *et al.*, 2017) ; des espèces comme *Hyaella azteca* qui s'alimente sur des particules dans la gamme de taille des MP en surface des sédiments sont aussi plus exposées.

Dans l'étude citée plus haut sur *Hyaella azteca*, la cessation de l'exposition aux MP a conduit à l'élimination totale des 2 types de MP du tube digestif, mais plus lentement pour les fibres (Au *et al.*, 2015). Plusieurs autres articles rapportent des observations similaires chez des invertébrés marins.

Les études rapportées dans ce chapitre ont jusqu'à présent surtout décrit l'ingestion de MP dans le système digestif, et des effets indirects que les auteurs relient à une moindre absorption de nourriture. Il a toutefois été signalé une incorporation de MP dans les tissus (hémolymphes notamment) chez le crabe *Carcinus maenas* exposé par voie trophique ou par les branchies (Watts *et al.*, 2014). La plupart des particules absorbées étaient situées dans les tissus proches du site d'absorption.

Plusieurs études posent la question du transfert trophique des MP ; dans une revue récente sur le sujet, Au *et al.* (2017) indiquent que le principal effet reste l'accumulation d'agrégats de MP dans le tractus intestinal, chez plusieurs espèces de crustacés. On peut toutefois reprocher à ces travaux d'avoir été menés en laboratoire avec des MP d'un seul type à la fois, et de taille homogène. Il n'y a pas d'observations directes de transfert trophique de terrain chez les invertébrés, mais des indications indirectes comme les déjections ou tissus d'organismes à des niveaux trophiques plus élevés (Au *et al.*, 2017).

5.1.B. Poissons

Pour rappel, dans l'étude de l'EPFL déjà citée (Faure et De Alencastro, 2014), les tubes digestifs de poissons (N=40 ; ablette - *Alburnus alburnus*, perche commune - *Perca fluviatilis*, gardon - *Rutilus rutilus*, vandoise - *Leuciscus leuciscus*, et corégone - *Coregonus* spp.) du « Projet lac » (EAWAG) ont été examinés au microscope. Seuls 3 individus contenaient des MP, soit 2 vandoises et 1 ablette. De fait il y a eu peu de poissons examinés dans cette étude, et pas forcément les espèces les plus exposées, tandis que les zones échantillonnées n'étaient pas nécessairement les plus chargées en MP.

Une approche similaire a été réalisée sur 11 rivières françaises en ciblant le goujon (*Gobio gobio*) (Sanchez *et al.*, 2014). Les tubes digestifs de 186 goujons sauvages (114 ± 22 mm ; 14.17 ± 0.5 g) ont été disséqués et examinés ; une partie des goujons provenant de 7 sites se sont avérés contaminés, avec des occurrences de 11 à 26 %, et même 40 % si on ajoute les poissons classés seulement suspects. Les MP ont été détectés dans tous les sites urbains testés.

L'ingestion de MP par les poissons peut être intentionnelle, en raison d'une confusion sur la taille, voire la couleur des particules, ou non intentionnelle, lorsque par exemple le MP adhère à une autre particule (Jovanović, 2017). Cette revue montre également que la maille employée pour tamiser les contenus stomacaux a une influence déterminante sur l'appréciation de la prévalence des MP (par exemple, en mer du Nord on passe de 5 à 20 % de poissons contaminés lorsque la maille est ramenée de 500 μ m à 100 μ m). Les poissons pélagiques tendent à être plus affectés (en nombre de particules ingérées) que les poissons benthiques, tandis que ni la taille (ou la masse) ni la position trophique ne seraient des facteurs importants.

Le potentiel d'accumulation dans le tube digestif est faible à nul, la présence de MP dans le contenu stomacal indiquerait donc plutôt une ingestion récente (Jovanović, 2017). Ce constat est confirmé par des travaux sur le poisson rouge (*Carassius auratus*) avec des microbilles et des fibres synthétiques, avec une élimination de 50 % des particules en 10 heures (Grigorakis *et al.*, 2017). Les effets sont principalement d'ordre physique, notamment pour les juvéniles (ichthyoplancton), i.e. satiété ou famine, avec moindre capacité d'éviter les prédateurs, diminution du taux de croissance et altération de l'état de santé. L'ingestion de NP peut modifier le métabolisme lipidique (triglycérides, cholestérol), leur distribution dans l'organisme, et la régulation des acides aminés et acides gras (Jovanović, 2017).

Le risque de bioamplification paraît donc, en l'état actuel des connaissances, faible à nul (Jovanović, 2017). Toutefois, une étude récente *in situ* sur un poisson d'estuaire à différents stades (*Cynoscion acoupa*) montre un transfert trophique de MP « fibres » des proies aux individus adultes, tandis que les juvéniles ou les sub-adultes se contaminent par ingestion directe (Ferreira *et al.*, 2018).

Les formes irrégulières, avec des arêtes peuvent aussi abimer les muqueuses (Pedà *et al.*, 2016), voire pénétrer l'organisme jusqu'à la circulation générale, rarement dans le cas des MP, selon l'auteur, mais ce phénomène est plus probable pour les NP (Jovanović, 2017).

Outre cet effet physique, la présence de MP peut perturber le microbiote associé au mucus du tube digestif, qui joue un rôle essentiel pour la digestion, mais aussi l'immunité et la résistance aux pathogènes (Jin *et al.*, 2018). Cette perturbation (dysbiosis) se traduit par une inflammation des muqueuses - non observé par cette équipe sur le poisson zèbre (*Danio rerio*) exposé à des microbilles de polystyrène (0.5 - 50 µm) à 1 000 µg L⁻¹.

L'exposition de tilapia (*Oreochromis niloticus*) à des microbilles (0.1 µm) de polystyrène à des concentrations nominales de 1 à 100 µg L⁻¹ conduit à une accumulation tissulaire non seulement dans les organes en contact avec l'eau ou la nourriture (branchies, tube digestif) mais également (dans une moindre mesure) dans le foie et le cerveau, apparemment dépendant de la concentration d'exposition (Ding *et al.*, 2018). Ces auteurs observent également des effets, variables dans le temps (inhibition puis induction), sur des enzymes de détoxification et certains marqueurs de stress oxydatif, ainsi que l'inhibition de l'acétyl-choline estérase dans le cerveau (possible effet neurologique). Cette étude n'apporte pas d'information sur la dépuration. Des observations similaires avaient été rapportées chez le poisson zèbre *D. rerio*, chez qui des micro-billes de polystyrène de 5 µm s'accumulaient dans les branchies, le tube digestif et le foie, mais pas celles de 20 µm, tandis que certains marqueurs de stress oxydatif étaient stimulés (Lu *et al.*, 2016).

Synthèse : impacts directs

Les connaissances sur les impacts directs des MP sont encore très incomplètes, de sorte qu'il n'est actuellement pas possible de dégager un schéma général. Ces impacts sont étudiés principalement par expérimentations en laboratoire, avec des MP d'un seul type, souvent de forme homogène et à des concentrations parfois très élevées. Ces conditions sont donc souvent éloignées des conditions environnementales (mélanges de MP de nature et formes variables, concentrations également variables). Les MP de type fibres sont encore peu étudiées, de même que les particules de taille inférieure au µm ou la dizaine de µm.

Dans le milieu aquatique, les impacts des MP concernent tant les invertébrés que les poissons, et plus les taxons pélagiques que les taxons benthiques. Il n'apparaît pas de relation bien identifiée par rapport à la taille ou l'âge des organismes, la taille des particules ou la concentration d'exposition. La clé de l'exposition semble résider dans le comportement trophique, les MP étant confondus avec les proies ou ingérés accidentellement. La densité des MP dans l'environnement parfois comparable à celle des proies (zooplancton) pour les poissons, accroît le risque de confusion.

Les effets observés tant chez les invertébrés que les poissons sont d'abord de nature physique (engorgement, érosion), avec des conséquences physiologiques, sur l'alimentation, la croissance ou la fertilité (effet indirect lié à la diminution des ressources énergétiques). Il y a très peu d'observations d'incorporation dans les tissus, mais cette conclusion doit être prise avec prudence, en raison des difficultés méthodologiques inhérentes à ces observations. Il semble toutefois que cette incorporation se produise notamment chez des poissons, à partir d'une certaine taille de particules. L'accumulation tissulaire (foie, cerveau ...) induit des variations de certains biomarqueurs (détoxification, stress oxydatif, neurotoxicité).

5.2 MICROPLASTIQUES EN TANT QUE VECTEURS

Dans le contexte de ce rapport, la notion de vecteur renvoie au rôle des microplastiques comme support, transporteur, de contaminants ou de microorganismes. La question des micropolluants transportés, en particulier, a constitué un axe important des travaux sur les microplastiques avant 2015, dont les revues et articles de synthèse évoqués ci-dessous rendent suffisamment compte, même si la production d'articles sur le sujet continue.

5.2.A. Micropolluants associés aux MP

Les contaminants étudiés appartiennent à deux catégories : il s'agit soit de contaminants incorporés dans le polymère au moment de sa fabrication ou mise en forme, soit de contaminants adsorbés sur les MP pendant leur séjour dans l'environnement (essentiellement métaux et HOC « hydrophobic organic contaminants »).

Les trois questions principales qui se posent dans ce contexte sont :

- 1) les MP sont-ils des sources non-négligeables de contaminants ?
- 2) Dans quelle mesure les MP sont-ils des adsorbants similaires ou plus efficaces que les autres particules naturellement présentes dans les milieux aquatiques ?
- 3) L'exposition des organismes aux HOC liés aux MP est-elle significative, en regard des autres voies d'exposition, y inclus des interrogations sur le transfert trophique après désorption/relargage des contaminants dans le tube digestif, notamment aux niveaux trophiques plus élevés (organismes homéothermes) ?

5.2.B. Source primaire de contaminant

De nombreux additifs peuvent être présents dans les MP, tels que monomères (bisphénol A), plastifiants (phtalates), retardateurs de flamme ou biocides (organo-étains, triclosan) (Alimi *et al.*, 2018). Certains dont le log Kow varie entre 5 et 8 sont potentiellement bioaccumulables (p.ex benzotriazole ou phénol). Des études (références dans (Kwon *et al.*, 2017) semblent le montrer, bien qu'il ne soit pas certain que les MP soient la source de ces composés dans l'environnement. Dans des situations particulières, le rôle des MP a pu être démontré, par exemple l'effet de bouées en polystyrène extrudé (Styrofoam) largement utilisées en ostréiculture et qui contaminent les sédiments en hexabromocyclododécane (Al-Odaini *et al.*, 2015). Les MP peuvent donc être une source de contaminants, mais l'ampleur de cette source reste en générale largement inconnue.

5.2.C. Efficacité d'adsorption sur les MP

La capacité des MP de sorption des polluant hydrophobes peut être évaluée par le coefficient de partition entre l'eau et les MP (Kpw). O'Connor *et al.* (2016) montrent que pour le type de MP qu'ils ont étudiés (low density polyethylene LDPE, high density polyethylene HDPE, polypropylene PP, polyvinylchloride PVC, polystyrene PS) le Kow^2 donne une bonne approximation de Kpw. La partition des molécules organiques polaires (p.ex. PCB, PAH, PBDE) sur/dans les MP semble suivre les mêmes processus que ceux des lipides des animaux, c'est-à-dire par interaction hydrophobe (O'Connor *et al.*, 2016).

La partition entre eau et MP est très variable en fonction du type de MP et des contaminants étudiés. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, le Log Kpw est toujours élevé (> 4.8) quel que soit le type de MP ; un tableau de valeurs de Kpw figure notamment dans une revue récente (Ziccardi *et al.*, 2016). De manière générale, les coefficients de partition sur les MP décroissent selon l'ordre LDPE \approx HDPE \geq PP > PVC \approx PS (O'Connor *et al.*, 2016). (Alimi *et al.*, 2018) indiquent également que le PE a une capacité de sorption plus élevée que les autres plastiques. (Wang *et al.*, 2015) ont déterminé le coefficient de partition d'autres contaminants perfluorés (PFOS et FOSA) et obtiennent des valeurs de Log Kpw entre 1.5 et 2.5 sur le PE, le PS et le PVC. Jusqu'à présent, les études se sont focalisées essentiellement sur les cations métalliques et POPs, laissant de côté les médicaments et autres contaminants émergents (Alimi *et al.*, 2018).

(Faure et De Alencastro, 2014) ont prélevé des MP dans les eaux de surface et sur les plages de 4 lacs de Suisse (Léman, lacs de Constance, Majeur, et Brienz) et analysé leur teneur en polluants organiques (20 échantillons). L'étendue des résultats est de 0.4 à 548 ng g⁻¹ pour les PCB, 1.4 à 2715 ng g⁻¹ pour les pesticides organochlorés (DDT, Mirex, HCB), 86 à 5714 ng.g⁻¹ pour les PAH et 0.2 à 419 ng.g⁻¹ pour les PBDE. Ces valeurs sont certes élevées, mais sont du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments du Léman (Loizeau *et al.*, 2017), en considérant que les contaminants sont associés uniquement à la matière organique. Ainsi la médiane des PCB dans les sédiments du Léman, rapportée à la teneur en matière organique est d'environ 180 ng g⁻¹, et de 32.5 ng g⁻¹ pour les PCB associés aux MP.

De manière globale on peut retenir que le comportement de sorption des contaminants sur des MP est semblable à celui vis-à-vis des autres particules organiques présentes dans le milieu aquatique. Les MP ne seraient donc pas des vecteurs plus efficaces que les autres particules organiques présentes dans les milieux aquatiques.

² Coefficient de partition octanol-eau, généralement utilisé pour caractériser la partition avec la matière organique

5.2.D. Transport des contaminants et exposition des organismes à travers les MP

Si la présence des contaminants dans et sur les MP est bien démontrée, le rôle de MP dans le transport des contaminants et l'exposition des organismes aux contaminants reste une question de recherche.

D'un point de vue quantitatif, (Koelmans *et al.*, 2016) calculent dans l'océan la proportion de HOC associée à chaque support (ou media) présent : eau, carbone organique dissous, colloïdes, phytoplancton, MP, etc., et indiquent que seul 0.0002 % de la charge globale en contaminants est lié au MP. Ainsi malgré des coefficients de partition entre eau et MP pouvant atteindre 10^7 , la faible concentration de MP dans les océans amène ces auteurs à conclure au rôle insignifiant des MP dans le transport des contaminants, même en tenant compte de situations locales montrant des concentrations plus élevées de MP. De même ces auteurs indiquent que les flux de HOC bioaccumulés à travers les proies naturelles dépassent largement (*overwhelm*) les flux liés aux MP ingérées dans la plupart des habitats. Ces conclusions sont corroborées par plusieurs études. De plus (Batel *et al.*, 2016) indiquent que sur la base de travaux en laboratoire ou théoriques, le transfert aux organismes de ces composés adsorbés / leur désorption dans les organes digestifs seraient faibles, et donc le risque induit mineur ; même conclusion chez (Lohmann, 2017). Il manque toutefois d'après ces auteurs des informations sur le transfert dans des chaînes trophiques naturelles, en particulier entre invertébrés et vertébrés. Pour (Bakir *et al.*, 2016) étudiant le Phénanthrène, DEHP et DDT, l'absorption à travers la nourriture et l'eau est la voie principale, l'incorporation à travers l'absorption de MP est négligeable.

(Ziccardi *et al.*, 2016) présentent une revue du rôle de MP comme vecteur de HOC dans la bioaccumulation en milieu marin, car trop peu d'études existent en eaux douces. Leurs conclusions mentionnent que malgré le nombre croissant d'études sur les MP, les données disponibles jusqu'à maintenant ne permettent pas de soutenir l'affirmation que les HOC adsorbés sur les MP posent un risque écologique significatif. Il manque des études pour notre compréhension de la contribution potentielle de MP dans le transfert des HOC dans la chaîne alimentaire en comparaison des autres voies d'exposition. (Horton *et al.*, 2017) résume la situation actuelle par cette question : « quelles sont les implications écologiques probables des plastiques dans des conditions d'exposition réalistes (c'est à dire des microplastiques de types et concentrations susceptibles d'être rencontrés par les organismes) ? »

5.2.E. Microorganismes associés aux MP

Les MP sont, à l'instar des autres particules solides des milieux aquatiques, des supports potentiels pour des communautés microbiennes d'origines diverses (Eckert *et al.*, 2018). Les MP se distinguent des particules naturelles par leur caractère hydrophobe favorisant le développement de biofilms à leurs surfaces et permettant aux bactéries de se développer, protégées notamment de la prédation par les protistes. Une étude menée en microcosme (Eckert *et al.*, 2018) ont montré que les MP favorisent préférentiellement le développement et la survie des communautés bactériennes issues des stations d'épuration, et ce, même si les MP ne sont pas issus de ces dernières. Ces résultats suggèrent que la présence de MP dans l'environnement pourrait poser un problème sanitaire en favorisant la propagation de bactéries présentes dans les eaux usées, lesquelles sont potentiellement pathogènes et/ou porteuses de gènes de résistances aux antibiotiques. Le voisinage très proche des cellules se développant à l'intérieur du biofilm favoriserait également les transferts de gènes de pathogénicités ou de résistances aux antibiotiques entre les espèces. Cette dernière hypothèse est étayée par une seconde étude (Arias-Andres *et al.*, 2018), qui conclut que les conditions de croissance à la surface des MP permettent un meilleur transfert horizontal d'un gène codant pour la résistance à l'antibiotique triméthoprime via les plasmides.

Pour résumer, deux problématiques liées aux microorganismes et aux MP semblent émerger. La première est le transport sur de longues distances de communautés microbiennes issues des stations d'épuration grâce aux conditions de développement et de survie améliorées à la surface des MP. La seconde est la propagation des gènes de résistances aux antibiotiques ou de gènes pathogènes issus des bactéries présentes dans les eaux usées à d'autres espèces de bactéries.

Synthèse : impacts des MP en tant que vecteurs de micropolluants ou de microorganismes

La partition des contaminants entre eau et MP est très variable en fonction du type de MP et des contaminants étudiés. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, les concentrations adsorbées aux MP sont certes élevées, mais restent du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments.

On peut retenir que la sorption des contaminants sur des MP est similaire à celle intervenant sur les autres particules organiques présentes dans le milieu aquatique. Les MP ne seraient donc pas des vecteurs plus efficaces que ces autres particules organiques naturellement présentes dans l'environnement aquatique. Les MP auraient un rôle insignifiant dans le transport des contaminants et l'exposition des organismes, même en tenant compte de situations locales montrant des concentrations élevées de MP. Ainsi, en l'état des connaissances, les MP en tant que vecteurs de micropolluants ne constituent pas une préoccupation majeure, mis-à-part peut-être les substances constitutives des MP comme les plastifiants, retardateurs de flamme, etc. mais dont les effets aux concentrations rencontrées dans le Léman sont encore mal évalués.

Pour ce qui concerne le rôle de vecteur de microorganismes, la question reste plus ouverte, les connaissances étant encore lacunaires.

5.3 RISQUES ÉCOLOGIQUES & SANITAIRES

Quel que soit le domaine, le risque de survenue d'un évènement défavorable (sens large) dépend de deux facteurs, le *danger* (e.g. toxicité), qui est une propriété intrinsèque de l'agent causal, et la *probabilité d'exposition* (ou d'occurrence). Pour l'homme (risque sanitaire), l'exposition aux MP ou NP peut notamment passer par l'eau potable ou par les produits de la pêche. Pour d'autres espèces (risque écologique) l'exposition peut être directe ou indirecte, i.e. par prédation d'organismes contaminés, par des MP (cf. § 0).

Il paraît actuellement impossible d'évaluer les risques, dans la mesure où l'exposition, c'est-à-dire la présence de MP dans les compartiments environnementaux concernés, n'est pas suffisamment caractérisée (Au *et al.*, 2017). De fait le manque de standardisation des méthodes de mesure, et la compréhension encore très imparfaite des sources de variabilité des teneurs en MP, empêche à l'heure actuelle d'estimer l'exposition correctement. D'un autre côté, on pourrait conclure - sans vraiment connaître l'exposition - à des risques négligeables, si le terme danger (effets toxiques) était lui-même réduit. Malheureusement la prédominance de publications ayant évalué les effets en laboratoire avec des microbilles (relativement peu fréquentes dans l'environnement) empêche là aussi de tirer des conclusions.

Ainsi, si le risque sanitaire lié à l'ingestion de MP via les poissons paraît limité, sinon négligeable, celui dû aux NP mériterait probablement d'être examiné de plus près, d'autant plus qu'il est susceptible d'augmenter à l'avenir, au fur et à mesure de la fragmentation des plastiques présents dans l'environnement (Jovanović, 2017).

5.3.A. Risques écologiques

Les publications que nous avons classées dans cette partie appellent à la réalisation de l'évaluation des risques engendrés par les microplastiques, tout en soulignant qu'actuellement cette évaluation n'est pas réellement faisable. Le terme *exposition* (i.e. occurrence et devenir) paraît notamment problématique (Peng *et al.*, 2017 ; Syberg *et al.*, 2015). Il a été suggéré de s'inspirer des travaux sur les nanoparticules, qui ont concerné des objets présentant une certaine similitude avec les MP (Syberg *et al.*, 2015). Une des questions importantes, dans le cas des nanoparticules comme des MP, concerne la caractérisation des particules en lien avec la probabilité d'ingestion et d'effet. Une autre question importante concerne l'évaluation quantitative de l'exposition, et les métriques à utiliser³.

³ Ainsi par exemple le nombre de particules par km² ne renseignera pas vraiment sur l'exposition, sans même parler des biais propres à l'échantillonnage par chalutage.

Une approche systématique de l'évaluation des risques causés par les microplastiques a été proposée par (Koelmans *et al.*, 2017) ; on peut en particulier en retenir les éléments suivants :

- Il faudra déterminer des métriques appropriées, désignées comme ERM (*ecologically relevant metric*) dans l'article. Ces métriques devront être communes au volet exposition et au volet danger. Du fait de la diversité des formes, tailles et composition chimique des MP, il faudra développer de multiples ERM.
- Ces ERM devraient être établis sur la base de processus d'intoxication (*adverse outcome pathway*, AOP), sur la base de mécanismes d'action spécifiques de particules caractérisées et d'espèces définies.
- Les auteurs placent leur proposition dans une stratégie graduée ; si un risque était détecté - même grossièrement - pour un type de plastique (1 AOP), une évaluation plus fine deviendrait justifiée ; il faudrait alors introduire un raisonnement tenant compte de la présence simultanée de plusieurs sortes de MP, voire des polluants associés.

Les substances chimiques associées aux particules plastiques peuvent théoriquement affecter les organismes (homme inclus). Cependant il paraît relativement simple d'estimer que ce ne sera pas le cas si (a) la toxicité due spécifiquement à ces substances est négligeable par rapport à celle des autres substances chimiques présentes, (b) l'exposition à ces substances portées par les microplastiques est négligeable par rapport aux autres voies d'exposition (atmosphère, eau, etc.) à ces mêmes substances, ou (c) une augmentation de l'exposition à ces substances à cause de l'ingestion de particules plastiques ne provoquerait pas un dépassement du seuil de toxicité (Koelmans *et al.*, 2017). Dans la mesure où la contribution des MP à la dispersion des micropolluants dans l'environnement n'est pas significative (Lohmann, 2017), ces considérations paraissent actuellement assez théoriques, au moins pour les contaminants qui s'adsorbent à la surface des MP. L'importance de la masse de plastiques déjà présents dans l'environnement est cependant telle qu'on peut suspecter qu'il en ira potentiellement différemment des micropolluants entrant dans la composition des plastiques (bisphénols, retardateurs de flamme, phtalates ...).

On peut s'interroger également sur la combinaison de ces deux facteurs de risque, MP et micropolluants associés. Rainieri et collaborateurs ont fait l'hypothèse que la présence de MP augmente la toxicité des micropolluants présents (Rainieri *et al.*, 2018). Pour ce faire ils comparent, sur le poisson *Danio rerio*, les effets de nourriture contaminée avec des MP seuls, avec les mêmes MP sur lesquels sont adsorbés des composés perfluorés, des retardateurs de flamme et du méthyl-mercure, ou avec les mêmes contaminants sans MP. Ces auteurs notent des concentrations tissulaires de ces contaminants plus élevées lorsqu'ils ont été administrés adsorbés sur les MP, ainsi que des expressions accrues de certains gènes. La même équipe s'est intéressée au bar (*Dicentrarchus labrax*) avec la même méthodologie, et des contaminants comprenant des PCBs et des retardateurs de flamme halogénés (Granby *et al.*, 2018). Ils observent également des concentrations tissulaires accrues, ainsi que des perturbations des fonctions hépatiques, notamment la métabolisation des contaminants tels que les PBDE.

5.3.B. Risques sanitaires

En conséquence de la survie prolongée dans l'environnement de bactéries issues des stations d'épuration associées aux MP, on peut s'interroger sur les risques induits par cette dissémination (Eckert *et al.*, 2018). En milieu marin les plastiques flottants (pas seulement MP) augmentent la diversité spécifique de la communauté bactérienne, les cyanobactéries apparaissant comme groupe dominant sur ces matériaux (Dussud *et al.*, 2018).

En revanche, sur la base d'observations sur des mollusques sauvages ou encagés dans un estuaire européen urbanisé, l'exposition humaine par ingestion de mollusques contaminés est estimée être beaucoup plus faible que celle due à l'inhalation de microplastiques à l'intérieur des maisons (Catarino *et al.*, 2018).

Synthèse : risques écologiques et sanitaires

Il paraît actuellement difficile d'évaluer les risques écologiques et sanitaires dus aux MP, en raison d'une connaissance encore imparfaite des effets, et de lacunes considérables concernant l'évaluation des expositions.

Les risques liés aux micropolluants qui s'associent aux MP dans le milieu, du fait des propriétés adsorbantes des MP, paraît négligeable, tandis que celui éventuellement causé par les additifs aux plastiques est pour l'instant très incertain.

Les risques sanitaires par ingestion d'aliments d'origine aquatique semblent actuellement faibles.

5.4 DU RISQUE À L'ACTION

Quel usage peut être fait des connaissances disponibles, en termes de politiques publiques ? Est-il possible de préconiser des actions réglementaires ou préventives, sans attendre que les manques de connaissances soient comblés ou les incertitudes levées ? En d'autres termes, est-il possible de préconiser des mesures de gestion dans le but de diminuer les risques, quand bien même ceux-ci ne sont pas connus précisément ?

Idéalement, la gestion des risques sanitaires ou écologiques devrait se dérouler selon un processus itératif, par allers – retours entre des étapes d'évaluation des risques et des étapes de gestion. Ce processus itératif, en particulier les phases d'évaluation, interroge la recherche scientifique et est informée par elle (Rochman *et al.*, 2016). Même s'il est établi qu'il n'est à l'heure actuelle pas possible d'élaborer une évaluation complète et documentée des risques posés par les MP, des actions émergent au moins dans le but de contrôler une partie des sources. On peut en citer plusieurs exemples :

- L'interdiction d'inclure des microbilles de plastique dans les cosmétiques, notamment au Canada, dans certains états américains à partir de 2014 (Alimi *et al.*, 2018 ; Rochman *et al.*, 2016), et en France depuis le 1^{er} janvier 2018.
- La fixation de valeurs limites pour les rejets de temps de pluie (déversoirs d'orage), à l'instar de l'Autriche qui a fixé une limite maximale à 30 mg L⁻¹ j⁻¹, valeur malheureusement inefficace car trop élevée (Alimi *et al.*, 2018).
- La « stratégie marine » adoptée par l'Union Européenne stipule que les états membres doivent élaborer des stratégies pour préserver le milieu marin des déchets, incluant les MP, mais ne donne pas d'indication concrète sur ce que les états membres devraient faire pour empêcher les MP d'atteindre les zones côtières (Alimi *et al.*, 2018).

Ces actions réglementaires seront certainement utiles, mais il faut être conscient qu'en raison des stocks déjà présents dans ces milieux elles auront malheureusement peu d'effet à court terme sur la contamination des milieux aquatiques tels que lacs ou océans (Jovanović, 2017), contrairement à ce qui a pu être observé par le passé après l'interdiction de certaines substances chimiques. Ces déchets plastiques déjà présents vont continuer à se dégrader, de macro- en micro- puis en nano-plastiques, pendant de nombreuses décennies. Ces actions réglementaires permettront néanmoins de diminuer le flux (jusqu'ici continuellement croissant) de plastiques dans l'environnement.

D'autres mesures de gestion seront à l'évidence nécessaires, et devront être prises au fur et à mesure de l'évolution des connaissances.

6. CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS

La présence de plastiques de différentes tailles (du macro au nano) dans l'environnement aquatique est un fait avéré ; la dégradation progressive des macro-déchets plastiques produit des particules de taille de plus en plus petite (micro- et nano-plastiques), qui peuvent être considérées comme des contaminants persistants au même titre que les substances chimiques (Lohmann, 2017). Les milieux aquatiques d'eau douce jouent un rôle clé dans le transport des plastiques ; au sein de ces milieux, les lacs constituent des zones de stockage plus ou moins temporaire. Bien qu'il ne soit actuellement pas possible d'estimer les risques sanitaires ou écologiques, il est également établi que les microplastiques ont des impacts sur les écosystèmes, notamment aquatiques.

Les connaissances sur les MP demeurent cependant limitées, sur un certain nombre de points. Les aspects métrologiques, et par conséquent les indicateurs d'exposition, sont notamment problématiques, eu égard à la variété des formes, des tailles et de la composition de ces particules. Les impacts des plus petites particules (nano-plastiques) sont potentiellement plus importants, mais pour l'instant beaucoup plus mal connus.

Eu égard aux missions de la CIPEL, les objectifs d'acquisition de connaissances sur le Léman et son bassin versant devront cibler les sources d'apports au lac et l'exposition de l'écosystème, dans une perspective temporelle. Les limites en matière de connaissances des expositions et des impacts doivent encourager à rester pragmatique et à faire évoluer le dispositif par la suite, en tenant compte de l'évolution des connaissances.

Trois orientations ont été retenues à l'issue de cette étude :

- I. Evaluer les apports au lac par les affluents et/ou déversements de temps de pluie
- II. Surveiller les impacts (exposition de l'écosystème), au moyen d'analyse des tubes digestifs de poissons
- III. Evaluer le stock de plastiques en devenir (rives, plages), par une démarche participative.

BIBLIOGRAPHIE

- Al-Odaini NA, Shim WJ, Han GM, Jang M, Hong SH (2015). Enrichment of hexabromocyclododecanes in coastal sediments near aquaculture areas and a wastewater treatment plant in a semi-enclosed bay in South Korea. *Sci Tot Environ*, 505 : 290-298.
- Alimi O, Farner Budarz J, Hernandez LM, Tufenkji N (2018). Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. *Environ Sci Technol*, 52 : 1704-1724.
- Arias-Andres M, Klümper U, Rojas-Jimenez K, Grossart H-P (2018). Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environ Pollut*, 237 : 253-261.
- Au SY, Bruce TF, Bridges WC, Klaine SJ (2015). Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures. *Environ Toxicol Chem*, 34 : 2564-2572.
- Au SY, Lee CM, Weinstein JE, van den Hurk P, Klaine SJ (2017). Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: Identifying critical research needs. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 505-509.
- 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.
- 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 : 1656-1666.
- Boucher J, Faure F, Pompini O, Plummer Z, Wieser O, Felipe de Alencastro L (2019). (Micro) plastic fluxes in Lake Geneva basin. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112 : 66-74.
- Bour A, Haarr A, Keiter S, Hylland K (2018). Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environ Pollut*, 236 : 652-660.
- Carr SA (2017). Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 466-469.
- 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.
- Ding J, Zhang S, Razanajatovo RM, Zou H, Zhu W (2018). Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environ Pollut*, 238 : 1-9.
- Dussud C, Meistertzheim AL, Conan P, Pujo-Pay M, George M, Fabre P, Coudane J, Higgs P, Elineau A, Pedrotti ML, Gorsky G, Ghiglione JF (2018). Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environ Pollut*, 236 : 807-816.
- Eckert EM, Di Cesare A, Kettner MT, Arias-Andres M, Fontaneto D, Grossart H-P, Corno G (2018). Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community. *Environ Pollut*, 234 : 495-502.
- Faure F, De Alencastro LF (2014). *Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse*
- Faure F, Demars C, Wieser O, Kunz M, De Alencastro LF (2015). Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry*, 12 : 582-591.
- Ferreira GVB, Barletta M, Lima ARA, Morley SA, Justino AKS, Costa MF (2018). High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environ Pollut*, 236 : 706-717.
- Froidevaux S (2018). *Microplastiques dans les poissons du Lac Léman ? Prospection sur le Gardon (*Rutilus rutilus*) et la Perche (*Perca fluviatilis*)*, Université de Lausanne/Université de Neuchâtel
- Granby K, Rainieri S, Rasmussen RR, Kotterman MJJ, Sloth JJ, Cederberg TL, Barranco A, Marques A, Larsen BK (2018). The influence of microplastics and halogenated contaminants in feed on toxicokinetics and gene expression in European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Environmental Research*, 164 : 430-443.
- 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.
- Horton AA, Walton A, Spurgeon DJ, Lahive E, Svendsen C (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci Tot Environ*, 586 : 127-141.
- Jin Y, Xia J, Pan Z, Yang J, Wang W, Fu Z (2018). Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. *Environ Pollut*, 235 : 322-329.
- Jovanović B (2017). Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 510-515.
- Koelmans AA, Bakir A, Burton GA, Janssen CR (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environ Sci Technol*, 50 : 3315-3326.

- Koelmans AA, Besseling E, Foekema E, Kooi M, Mintenig S, Ossendorp BC, Redondo-Hasselerharm PE, Verschoor A, Van Wezel AP, Scheffer M (2017). Risks of Plastic Debris: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief. *Environ Sci Technol*, 51 : 11513-11519.
- Kooi M, Nes EHv, Scheffer M, Koelmans AA (2017). Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environ Sci Technol*, 51 : 7963-7971.
- Kwon J-H, Chang S, Hong SH, Shim WJ (2017). Microplastics as a vector of hydrophobic contaminants: Importance of hydrophobic additives. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 494-499.
- Lasee S, Mauricio J, Thompson WA, Karnjanapiboonwong A, Kasumba J, Subbiah S, Morse AN, Anderson TA (2017). Microplastics in a freshwater environment receiving treated wastewater effluent. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 528-532.
- Lohmann R (2017). Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans—but should microplastics be considered POPs themselves? *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 460-465.
- Loizeau J-L, Makri S, Arpagaus P, Ferrari BJD, Casado-Martinez C, Benejam T, Marchand P (2017). *Rapp. Comm. int. prot eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman*, CIPEL
- 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 : 4054-4060.
- Murphy F, Quinn B (2018). The effects of microplastic on freshwater *Hydra attenuata* feeding, morphology & reproduction. *Environ Pollut*, 234 : 487-494.
- O'Connor IA, Golsteijn L, Hendriks AJ (2016). Review of the partitioning of chemicals into different plastics: Consequences for the risk assessment of marine plastic debris. *Mar Pollut Bull*, 113 : 17-24.
- Ogonowski M, Schür C, Jarsén Å, Gorokhova E (2016). The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *daphnia magna*. *PLoS ONE*, 11
- 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.
- 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 : 476-482.
- Rainieri S, Conlledo N, Larsen BK, Granby K, Barranco A (2018). Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Research*, 162 : 135-143.
- Rochman CM, Cook A-M, Koelmans AA (2016). Plastic debris and policy: Using current scientific understanding to invoke positive change. *Environ Toxicol Chem*, 35 : 1617-1626.
- Sanchez W, Bender C, Porcher JM (2014). Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environmental Research*, 128 : 98-100.
- Scherer C, Brennholt N, Reifferscheid G, Wagner M (2017). Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. *Scientific Reports*, 7
- Schmidt C, Krauth T, Wagner S (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environ Sci Technol*, 51 : 12246-12253.
- Syberg K, Khan FR, Selck H, Palmqvist A, Banta GT, Daley J, Sano L, Duhaime MB (2015). Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environ Toxicol Chem*, 34 : 945-953.
- van Wezel A, Caris I, Kools SAE (2016). Release of primary microplastics from consumer products to wastewater in the Netherlands. *Environ Toxicol Chem*, 35 : 1627-1631.
- Wang F, Shih KM, Li XY (2015). The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere*, 119 : 841-847.
- Watts AJR, Lewis C, Goodhead RM, Beckett SJ, Moger J, Tyler CR, Galloway TS (2014). Uptake and retention of microplastics by the shore crab *carcinus maenas*. *Environ Sci Technol*, 48 : 8823-8830.
- 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.
- Ziccardi LM, Edgington A, Hentz K, Kulacki KJ, Kane Driscoll S (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ Toxicol Chem*, 35 : 1667-1676.

ANNEXE I

TYPES DE PLASTIQUES ET EXEMPLES D'UTILISATION

Acronyme / nom	Exemple d'utilisation	Demande UE
HDPE (polyéthylène haute densité)	Emballage (Tetra Pak ®)	12%
LDPE (polyéthylène basse densité)	Emballage (sacs plastique)	17,5%
PP (polypropylène)	Boites plastique, bouchons	18,8%
PS (polystyrène)	Mousses, boitiers (CD) ...	7,4%
PET (polytéréphtalate d'éthylène)	Bouteilles	6,5%
PVC (polychlorure de vinyle)	Matériaux de construction, tuyaux	10,7%
Autres : PC (polycarbonates), CA (acétate de cellulose), acrylonitrile butadiène-styrène	CD, DVD, bouteilles réutilisables Filtres de cigarette Coques d'appareils électroniques	27,1%

TYPES DE MP (Faure et De Alencastro, 2014)

Type	Origine possible	0.3 - 1 mm	1 - 5 mm	≥ 5mm
Fragment	Dégradation de morceaux de plastique	X	X	X
Granulés	Industrie (matériau intermédiaire)		X	
Microbille	Cosmétique ⁴	X		
Fil	Pêche	X	X	X
Fibres	Textiles synthétiques	X	X	
Film transparent	Emballages	X	X	X
Mousse	Emballage, construction ...	X	X	X
Autres	Peinture ...	X	X	X

⁴ Maintenant interdit