

Les microplastiques

Goffette Julie
Muzin Amandine
Nise Elodie
Peeters Alice

LBOE2143-Question d'actualité en biologie marine

Février 2016

Table des matières

Résumé.....	1
1 Contexte	2
2 Comment définir un microplastique ?.....	3
3 Sources et compartiments de l'environnement marin	4
3.1 Sources des microplastiques	4
3.2 Compartiments de destination	5
3.2.1 Répartition verticale	6
3.2.2 Répartition horizontale	7
3.2.3 Variations temporelles.....	7
4 Ingestion et impacts des microplastiques	7
4.1 Ingestion	7
4.2 Adsorption de polluants hydrophobes et transfert	9
4.2.1 Les polluants organiques persistants	9
4.2.2 Les métaux lourds	14
4.3 Additifs des microplastiques et transfert	14
4.4 Sédiments des plages	15
4.5 Microplastiques et microorganismes	16
4.6 Les microplastiques et la fonte des glaces	17
5 Techniques, méthodes d'échantillonnage.....	17
6 Actions en réponse à la pollution en microplastiques du milieu marin.....	18
7 Conclusion et perspectives	18
8 Références	20

Résumé

Les plastiques se retrouvent partout dans nos sociétés. Cependant, une fois utilisés, ils peuvent encore persister plusieurs centaines d'années. Leur dégradation entraîne la formation de microplastiques dont la taille peut varier de 1 μm à 5 mm. Plus de 75 % des microplastiques présents dans les océans ont une origine continentale et ont été apportés par les rivières, les lacs ou véhiculés par l'atmosphère. Une fois dans la mer, les microplastiques se déplacent dans l'espace marin selon des composantes verticale, horizontale et temporelle. Les microplastiques s'accumuleraient dans beaucoup d'écosystèmes marins (les fonds des océans, l'Antarctique et les sédiments des plages, etc.). Des études sont plus particulièrement réalisées dans les sédiments des plages. L'ingestion de microplastiques par les organismes marins a été démontrée dans les années 1970 et de nombreuses expériences ont été faites en laboratoires pour étudier ce phénomène. Des études ont également été menées pour observer l'existence de transfert de microplastiques entre les maillons de la chaîne alimentaire. Les polluants organiques persistants (POPs) comprenant les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), les biphényles polychlorés (PCBs) et les pesticides organochlorés présents dans l'environnement peuvent s'adsorber sur les microplastiques. Ils sont nocifs pour les organismes et considérés comme des perturbateurs endocriniens. De même, on observe que des métaux lourds sont adsorbés en concentrations élevées sur les microplastiques. Enfin la présence d'additifs ainsi que d'autres substances chimiques ajoutés dans les plastiques reste un problème vu leurs émissions potentielles dans l'environnement. En effet, certains seraient des mutagènes, cancérogènes ou encore des perturbateurs endocriniens. Les microplastiques seraient également des substrats potentiels pour certains microorganismes.

1 Contexte

Les plastiques sont omniprésents dans notre société. Des bouteilles, cosmétiques, vêtements en passant par les produits alimentaires, on lui confère une multitude d'utilisations possibles en touchant de nombreux secteurs (PlasticEurope, 2015 ; Duis and Coors, 2016). On constate également une production toujours croissante passant de 1.7 millions en 1950 à près de 311 millions en 2014 malgré une production constante en Europe depuis 2004 (PlasticsEurope, 2015). L'utilisation de plastiques procure un grand nombre d'avantages. Ce sont des matériaux ayant un faible coût de production, souvent privilégiés à d'autres matières. Leur poids est léger mais ils n'en demeurent pas moins résistants à la dégradation (Sul et Costa, 2014 ; Thompson, 2004). Ces plastiques peuvent persister jusqu'à des centaines d'années (Thompson, 2004). On peut dès lors se demander ce que deviennent ces plastiques une fois utilisés.

C'est en 1972 que Carpentier et Smith (1972) ont été parmi les premiers à s'inquiéter quant à la présence de plastiques à la surface de l'océan Nord Atlantique (Sul and Costa, 2014). De nombreuses sources sont possibles quant à l'introduction massive et toujours croissante de ces matériaux dans nos océans. On pensait surtout à une pollution des zones pélagiques et côtières mais on s'aperçoit actuellement que les zones profondes sont également concernées (Woodall et al., 2014). On parle également de biosalissure, de nano-fragmentation et d'ingestion par des organismes marins (Desforges *et al.*, 2015). Dès lors, la préoccupation croissante de cette pollution anthropogénique a conduit à la mise en place de nombreuses études à travers le monde. Un phénomène très vite devenu mondial dû à la grande capacité de dispersion de ces matériaux, qui, pour la plupart, flottent à la surface de l'eau (Von Moos *et al.*, 2012).

Une fois dans nos océans, ces plastiques peuvent subir l'action des vagues ainsi qu'une irradiation par les UV menant à une dégradation partielle. Ils deviennent dès lors ce que les scientifiques appellent des « microplastiques ». Mais les microplastiques peuvent également être directement introduits dans l'environnement en n'ayant subi aucune dégradation (Duis and Coors, 2016). Dès lors un problème de définition se pose quant aux diverses caractéristiques qu'un plastique doit avoir pour être qualifié de microplastique. Un débat toujours en cours car des désaccords subsistent entre les scientifiques (Duis and Coors, 2016).

On constate également que d'autres problèmes peuvent s'ajouter suite à la libération de plastiques. L'ajout d'additifs au polymère de résine lui conférant de nouvelles propriétés peuvent être libérés dont on ne sait l'étendue que cela peut avoir (Sul et Costa, 2014). De même que ces plastiques peuvent contenir également de nombreux polluants organiques (Teuten *et al.*, 2009).

Si la présence des microplastiques dans nos océans a su être démontrée, les conséquences de ce phénomène restent néanmoins floues. Nombreuses sont les solutions qu'il reste à apporter et les mesures qu'il reste à prendre. Il s'agit d'un problème croissant qui risque de perdurer pour des centaines d'années même si la pollution est immédiatement arrêtée (Barnes et al., 2009).

2 Comment définir un microplastique ?

En 1972, une première publication dans Sciences attirait l'attention sur les microplastiques. Dans leur article, E. J. Carpenter and K. L. Smith expliquaient que la production croissante de plastique ainsi que les différents traitements d'élimination des déchets risqueraient d'accroître la concentration en plastique dans les océans. Ils mettaient également l'accent sur le fait que, à cette époque, la seule information que l'on possédait sur l'effet biologique de ces « billes » de plastiques était qu'elles permettaient le développement des hydraires, diatomées et très certainement de bactéries.

A partir de là, les recherches sur les microplastiques n'ont fait qu'augmenter. Quelques mois après la publication de E. J. Carpenter and K. L. Smith, les publications mettaient en évidence l'ingestion de « billes » de plastiques par les poissons. Cependant, il a fallu attendre près de 5 ans pour relever la présence de microplastiques au niveau des plages et près de 30 ans pour qu'ils soient mis en évidence dans les sédiments (Van Cauwenberghe L., *et al*, 2015).

Selon le NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), les microplastiques sont des particules ayant une taille comprise entre 1 nanomètre et 5 millimètres. On distingue deux types d'origine pour les microplastiques : primaire et secondaire (Wright S. L., *et al*, 2013 ; NOAA). Cependant, aujourd'hui, aucune définition universitaire précise n'a été acceptée en ce qui concerne la taille des microplastiques. Ainsi, bien qu'une définition élargie à tous les fragments de moins de 5 mm a été communément acceptée, le terme de « micro » implique intuitivement une taille maximale de 1 mm, ce qui est également pris comme limite pour certains auteurs (Van Cauwenberghe L., *et al*, 2015). De ce fait, il semble nécessaire de pouvoir accepter une définition universelle plus stricte pour les études à venir.

Les microplastiques d'origine primaire sont des plastiques fabriqués directement à une taille inférieure à 5 mm. C'est notamment le cas des microbilles utilisées dans les cosmétiques, les microfibrilles présentes dans les textiles et les pastilles de résines entrant dans le processus de fabrication des plastiques (Wright S. L., *et al*, 2013 ; NOAA ; Van Cauwenberghe L., *et al*, 2015 ; Duis K. and Coors A., 2016).

Les microplastiques d'origine secondaire sont des dérivés de la fragmentation des macroplastiques, qui peut être due à une exposition à la lumière du soleil (UV), à un effort mécanique ou encore à une dégradation microbiologique (Wright S. L., *et al*, 2013 ; NOAA ; Van Cauwenberghe L., *et al*, 2015 ; Duis K. and Coors A., 2016).

Selon Wright S. L., *et al* (2013), il existe quatre facteurs qui affectent la biodisponibilité des microplastiques : (1) leur petite taille les rend biodisponibles pour des organismes de niveau trophique inférieur et ainsi, ils peuvent être ingérés de manière directe et indirecte par les organismes de niveau trophique supérieur, (2) la densité des particules va faire varier leur répartition dans la colonne d'eau et donc les différents organismes ne seront pas confrontés aux mêmes types de microplastiques, (3) l'augmentation de l'abondance en microplastiques dans l'environnement marin joue également sur la biodisponibilité puisque les organismes ont plus de « chance » d'être en contact avec des microplastiques, (4) la couleur des fragments de

plastiques est également à prendre en compte car elle peut être une cause d'ingestion due à la ressemblance à une proie potentielle.

Wang J, *et al* (2016) distinguent trois types de comportement des microplastiques, étant en lien avec les impacts bio-environnementaux de ceux-ci. Ils parlent alors de comportement physique, chimique et biologique.

Trois comportements physiques majeurs sont mis en évidence : (1) les particules étant plus dense que l'eau de mer, elles peuvent être transportées par les courants, il y a alors migration, (2) on peut observer une augmentation de la densité des particules pendant leur séjour dans l'environnement marin, ce qui cause leur sédimentation et (3) les deux propriétés précédentes induisent une accumulation spatiale et temporelle des microplastiques.

Les comportements chimiques des plastiques sont à la base d'important impacts : (1) les UV, couplées avec une action physique (p.e. les vagues), peuvent provoquer une dégradation et une fragmentation qui peuvent faciliter l'ingestion et changer les propriétés des plastiques et (2) les propriétés des plastiques permettent l'adsorption de polluants organiques et de métaux.

Enfin, les comportements biologiques étudiés concernent : (1) l'ingestion par les différents organismes qui est aisée de pas la taille relativement petite des particules, (2) la translocation, après ingestion, vers les différents tissus de l'organisme et (3) bien que leur poids moléculaire élevé et leur caractère hydrophobique limitent la biodégradation, des études récentes ont identifiés des souches microbiennes capables de dégrader ces particules.

3 Sources et compartiments de l'environnement marin

3.1 Sources des microplastiques

Les microplastiques marins ont différentes provenances. Ils sont soit apportés par les rivières et les lacs soit véhiculés directement par l'atmosphère (Duis and Coors, 2016 ; *Dris et al.*, 2016 ; *Dris , et al.*, 2015 ; *Zalasiewicz et al.*, 2016). Ils peuvent aussi provenir directement de la fragmentation de macroplastiques se trouvant déjà dans les océans (Duis and Coors, 2016 ; *Cole et al.*, 2011 ; *Browne M. A.*, 2015; *Galgani et al.*, 2015). La provenance des microplastiques marins serait de 75 à 90 % d'origine continentale et le reste proviendrait des océans (Andrady, 2011 ; Duis and Coors, 2016). A l'heure actuelle, il y aurait plus d'études réalisées sur les microplastiques marins que sur les micros plastiques terrestres (*Dris et al.*, 2015; *Zalasiewicz et al.*, 2016).

Les rivières reçoivent les eaux de ruissellement des terres ainsi que les eaux provenant des stations d'épuration avant de se jeter dans la mer (Duis and Coors, 2016 ; *Zalasiewicz et al.*, 2016). Les microplastiques présents dans les eaux usées sont ceux provenant essentiellement des ménages et des industries fabriquant et utilisant les plastiques (*Browne et al.*, 2011 ; Duis & Coors, 2016 ; *Sundt et al.*, 2014). Dans les ménages, ils proviendraient principalement des fibres plastiques des textiles lavés et des produits de soin pour la peau ainsi que des dentifrices (*Browne et al.*, 2011 ; *Browne*, 2015 ; Duis & Coors, 2016). Le problème est qu'un grand nombre de stations d'épurations ne sont pas équipées de filtres adéquats pour

retenir les microplastiques de l'ordre du micron (Browne *et al.*, 2011; Browne M. A., 2015). Ainsi, une certaine proportion de microplastiques traversant les stations d'épuration se retrouvent à l'aval dans les rivières et par après dans la mer (Browne, 2015 ; Browne *et al.*, 2011). Selon l'UNESCO, seuls 10 à 20 % des eaux usées mondiales seraient épurées (Duis and Coors, 2016; World Water Assessment Programme, 2012).

Les eaux de ruissellement surviennent lors de fortes pluies. Celles-ci emmèneraient vers les rivières les microplastiques se trouvant préalablement sur le sol (Duis & Coors, 2016; Dris *et al.*, 2015 ; Dris *et al.*, 2016 ; Sundt *et al.*, 2014). Ceux-ci peuvent avoir plusieurs origines. Certains proviennent de retombées atmosphériques tandis que d'autres ont une origine terrestre (Duis and Coors, 2016; Dris *et al.*, 2015 ; Dris *et al.*, 2016 ; Sundt *et al.*, 2014). Comme microplastiques terrestres, on retrouverait par exemple, ceux provenant de l'usure des pneus des véhicules sur nos routes, des résidus de peinture et de décapage et des plastiques utilisés par l'agriculture etc... (Sundt *et al.*, 2014). Comme microplastiques provenant de l'atmosphère, il y aurait principalement ceux émis par les usines fabriquant les plastiques, celles qui les utilisent et enfin celles qui les recyclent (Duis & Coors, 2016; Dris *et al.*, 2015 ; Dris *et al.*, 2016 ; Sundt *et al.*, 2014).

Les microplastiques directement déversés dans la mer sont principalement issus de la fragmentation de macroplastiques (Browne M. A., 2015; Galgani *et al.*, 2015). C'est le cas par exemple des filets de pêche qui sont abandonnés en mer, des bouteilles en plastiques laissées sur les plages et de tout autre objet en plastiques jeté sur le littoral ou directement dans la mer (Galgani *et al.*, 2015). De plus, on constaterait qu'il y aurait plus de microplastiques dans les mers fermées et semis fermés (Méditerranée) (Collignon, *et al.*, 2012 ; Duis and Coors, 2016).

La quantité de microplastiques dans les eaux terrestres et marines serait donc ainsi liée à la densité humaine (Browne, 2015 ; Browne *et al.*, 2011). Il serait donc normal de retrouver plus de microplastiques à proximité des villes (Browne, 2015 ; Browne *et al.*, 2011).

Le milieu terrestre est la source principale de production de microplastiques (Andrady, 2011 ; Duis and Coors, 2016). On assiste à une augmentation continue de ceux-ci dans l'environnement sans voir leur disparition (Zalasiewicz *et al.*, 2016). Il serait donc impératif de se donner les moyens de mieux étudier les sources de micros-plastiques et leurs transferts à travers le milieu terrestre afin de lutter contre l'invasion mondiale des microplastiques dans notre environnement (Browne, 2015).

3.2 Compartiments de destination

Comme le représente la figure 1, la destination des microplastiques dans l'environnement marin n'est pas unique, ce qui est, en partie, à la base de leur danger. En effet, les microplastiques ne se retrouvent pas uniquement dans la colonne d'eau ; la composition, la forme et la densité de ceux-ci font qu'ils peuvent couler et être accumulé dans les sédiments ou flotter et rester simplement à la surface de l'eau. De plus, ils peuvent également être accumulés dans différents organismes marins (M. Cole *et al.*, 2011 ; Wang J, *et al.*, 2016). En outre, la répartition verticale des particules dans l'environnement marin n'est pas la seule à considérer ;

la répartition horizontale (migration) ainsi que les variations d'abondance au niveau temporel doivent également être prises en compte (M. Cole *et al.*, 2011 ; Wang J, *et al*, 2016).

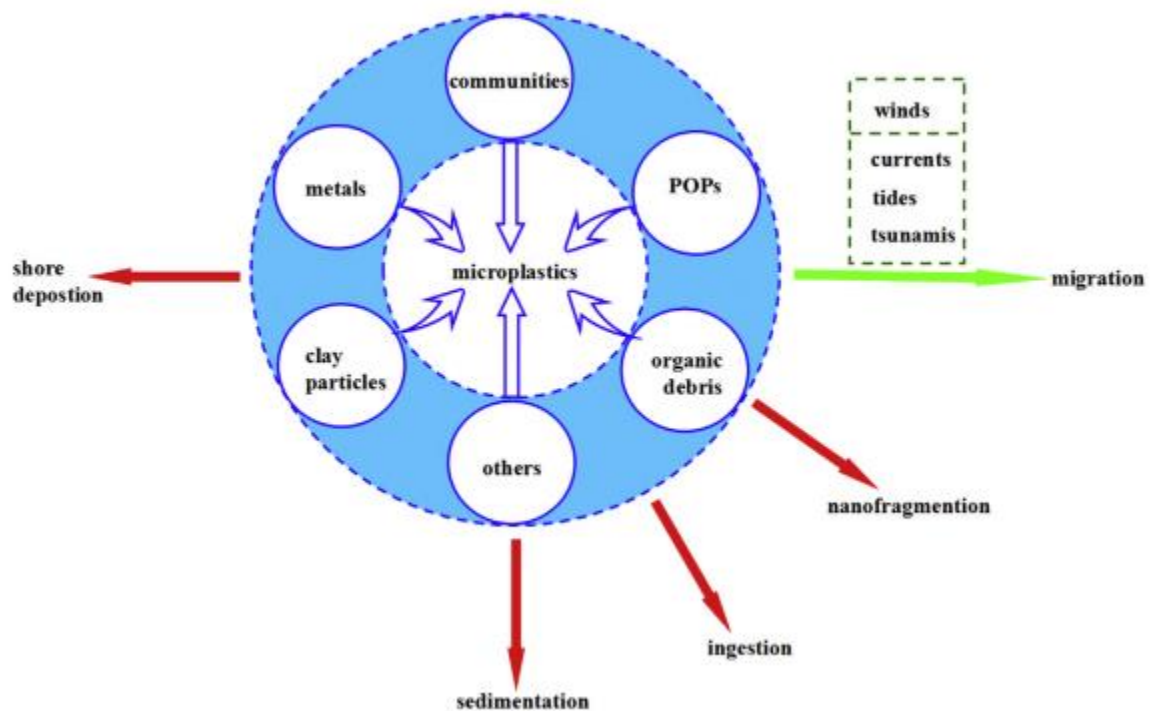


Figure 1 Comportement des microplastiques dans l'océan (Wang J. *et al*, 2016)

3.2.1 Répartition verticale

La caractéristique principale des microplastiques jouant sur leur répartition verticale est leur densité. En effet, si la densité de la particule est plus faible que celle de l'eau, elle flotte ; si la densité est plus élevée, la particule coule et si la densité est égale, alors la particule reste en suspension dans la colonne d'eau (Wang J, *et al*, 2016).

Les particules de faibles densités vont se retrouver à la surface de l'eau ou rester en suspension dans la colonne d'eau, ce qui les rend facilement disponible pour les organismes filtreurs ainsi que le plancton et les planctonivores (Wright S.L. *et al*, 2013). Bien évidemment, cette répartition verticale peut varier en fonction de l'endroit où l'on se trouve. Par exemple, dans les estuaires, ces particules de faibles densités pourront être submergées lorsqu'elles rencontreront le front de mer. En outre, plusieurs études démontrent que certains organismes, telles que les algues et certains invertébrés, sont capables de coloniser ces petites particules et former des biofilms. Ainsi, plus le temps passe, plus le biofilm s'accroît et alors, les micro plastiques de faibles densités et normalement flottant, se voient couler et s'accumuler dans les fonds marins (M. Cole *et al.*, 2011).

Les microplastiques de fortes densités se retrouvent en quantités dans les sédiments. Cependant, dans certaines zones, comme les estuaires, le front de mer et l'agitation font que même les particules de hautes densités restent en suspension. Ce n'est qu'une fois plus au large qu'elles finiront par couler.

Une étude de Collignon *et al* (2012), cité par Wang J, *et al* (2016), met en évidence l'importance des événements climatiques sur la répartition des particules de plastiques. Ils ont notamment observé une accumulation des microplastiques en surface après une période de vent fort.

3.2.2 Répartition horizontale

Une bonne partie des polymères synthétiques peuvent être transportés par les courants. On entend par là, par des mouvements continus d'eau, généré par le vent, les marées ou encore l'effet de Coriolis qui provoque des gyres (tourbillons océaniques) où s'accumulent les plastiques (Eriksen M. *et al*, 2014). C'est ce que l'on appelle la migration des plastiques (Wang J, *et al*, 2015, Eriksen M. *et al*, 2014).

3.2.3 Variations temporelles

Un grand nombre d'études ont mis en évidence que les concentrations en micro plastiques dans l'environnement (Thompson *et al*, 2004, cité par M. Cole *et al.*, 2011) et dans les organismes (Van Franeker *et al*, 2011, cité par M. Cole *et al.*, 2011) n'ont cessé d'augmenter depuis les années 1940 où la production massive de plastiques a débuté. Cependant, les tendances des concentrations ces dix dernières années sont encore floues et il est difficile de déterminer si la tendance est encore à l'augmentation ou si elle se stabilise. Cela est notamment le résultat de la difficulté d'effectuer des « méta-études » de par la diversité de méthodologie, les variations spatiales des concentrations en micro plastiques ainsi que l'absence d'une définition précise sur la taille que doivent avoir les particules pour être considérées comme micro plastiques (M. Cole *et al.*, 2011).

4 Ingestion et impacts des microplastiques

4.1 Ingestion

L'ingestion de microplastiques par les organismes marins a su être montrée dès les années 1970 (Carpentier *et al.*, 1972). Une fois ingérés, la plupart de ces microplastiques sont excrétés très rapidement (Duis and Coors, 2016), bien qu'on ait également montré que les plus petites particules pouvaient se retrouver au niveau du système circulatoire et des tissus environnants chez certains organismes (Duis and Coors, 2016). Dans ce cas, l'excrétion a également pu être montrée mais à une vitesse réduite.

Nombreuses sont les expériences menées en laboratoire pour caractériser ce phénomène. On a montré, par exemple, la présence de microplastiques chez diverses espèces de copépodes au niveau de l'estomac (Cole *et al.*, 2013). L'utilisation de sphères fluorescentes de polystyrène (PS) a permis de révéler la présence de ces billes chez la daphnie (*D. magna*) au sein du système digestif mais également au niveau de structures où se fait le stockage de gouttes lipidiques (Rosenkranz *et al.*, 2009). Ce résultat suggère que ces sphères de PS ont la capacité de traverser l'épithélium intestinal. On a, de plus, su montrer que l'ingestion de ces microsphères auraient

un impact négatif chez le copépode (*T. Japonicus*) et la daphnie (*D. magna*) sur la survie et la reproduction de ces individus (Kyun-Woo *et al.*, 2013 ; Besseling *et al.*, 2014). La Figure 2 montre la présence de ces microbilles au sein du système digestif.

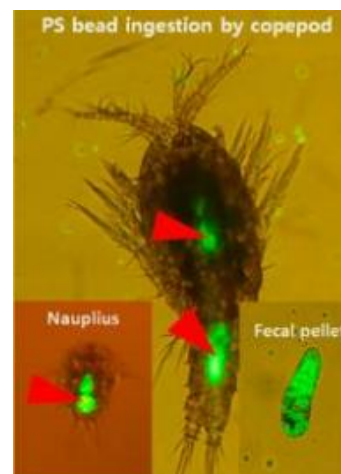


Figure 2 : microbilles de PS chez *T. japonicus* (Kyun-Woo *et al.*, 2013)

La moule commune (*Mytilus edulis* L.) est un organisme modèle pour ces expériences. De même que chez les copépodes, ces organismes sont mis en présence de microsphères de PS fluorescentes ayant permis de révéler une endocytose des plus petites particules au niveau des cellules glandulaires (Von Moos *et al.*, 2012 ; Kyun-Woo *et al.*, 2013). Les particules de plus grande tailles restent au niveau des surfaces branchiales et du système digestif (Browne *et al.*, 2008; Von Moos *et al.*, 2012). Une autre découverte fut la présence de ces microplastiques au niveau du système circulatoire et à l'intérieur des hémocytes (Browne *et al.*, 2008 ; Von Moos *et al.*, 2012). La Figure 3 représente deux graphiques montrant que les particules peuvent atteindre le système circulatoire dans les 3 jours et peuvent persister jusqu'à 48 jours. Un constat confirmé dans une autre expérience menée par Farrell et Nelson (2013). Cela indique que l'excrétion peut être plus difficile à effectuer dans ce cas et la vitesse y est fortement réduite, pouvant impliquer un possible transfert au sein de la chaîne trophique. On constate également qu'il y a plus de petites particules dans l'hémolymph que de grandes, confirmant l'hypothèse que la taille détermine le passage des billes à travers l'épithélium intestinal. Le même type de résultat a pu être constaté chez le crabe enragé (*C. maenas*) dont la présence des billes pouvait persister 21 jours après l'exposition (Farrell and Nelson, 2013). Ces expériences n'ont cependant pas su révéler d'éventuels effets biologiques sur ces organismes.

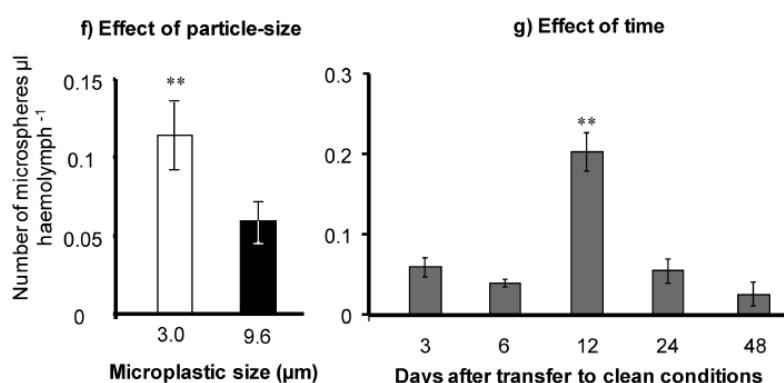


Figure 3 : Prise de particules de plastiques par *Mytilus edulis* (L). $P < 0.01$ **. (Browne *et al.*, 2008)

Ce passage de microbilles vers le système circulatoire chez certaines espèces d'organismes marins semble dépendre du groupe taxonomique et de la taille du microplastique (Duis and Coors, 2016). Cependant, Desforges (2015) et son équipe suggèrent qu'il faudrait faire des études supplémentaires pour mieux comprendre le risque que ces microplastiques pourraient avoir sur les organismes à la base de la chaîne alimentaire et les conséquences pour les niveaux trophiques supérieurs. Les connaissances sur les impacts restent faibles.

D'autres scientifiques se sont penchés sur l'existence d'un transfert de microplastiques entre les maillons de la chaîne alimentaire. Des crabes enragé (*carsinus maenas*) ont été nourris avec des moules (*Mytilus edulis*) ayant été exposées aux microsphères de PS (Farrell and Nelson, 2013). On a également observé la présence des plus petites microbilles (0.5 µm) dans l'hémolymph, l'hépatopancréas, les ovaires et les branchies du crabe. Ceci suggérant à nouveau qu'un transfert pourrait être possible entre proies et prédateurs. Desforges (2015) et son équipe ont également su montrer un transfert entre zooplancton et poissons zooplanctonivores mais sa principale préoccupation se porte sur le saumon Nord Pacifique (*Oncorhynchus spp*) notamment des juvéniles se nourrissant de zooplancton. Ceci pose la question du risque pour les populations d'espèces économiquement et écologiquement intéressantes et d'un possible transfert à l'homme. On n'a toutefois pas encore su mettre en évidence l'existence d'une biomagnification ni déterminer les réels impacts pour les organismes en haut de la chaîne trophique (Duis and Coors, 2016).

Les premières expériences se sont avant tout portées sur les effets de ces microplastiques pour les organismes des niveaux trophiques inférieurs. Ils seraient avant tout d'ordre physique. On suppose que les microplastiques peuvent provoquer des effets similaires aux macroplastiques à savoir une réduction de prise de nourriture, un blocage de voies digestives, des problèmes de digestion et donc diminution du fitness de l'organisme (Gregory, 2009 ; Duis and Coors, 2016). On a montré sur le copépode marin (*Centropages typicus*) une réduction de l'ingestion d'algue ainsi qu'une ingestion d'algue de taille réduite (Cole *et al.*, 2013). Cette réduction de prise de nourriture aurait pour effet de diminuer la taille des œufs (Cole *et al.*, 2013). On a également montré un effet sur la fécondité chez *T. japonicus* dont le nombre de survivants était réduit et le développement de la larve nauplius en copépode était retardé lorsqu'il y avait une grande quantité de microsphère ingérées (Kyun-Woo *et al.*, 2013). Desforges (2015) explique que la diminution de prise de nourriture pourrait être due à un blocage des voies d'alimentation ou des organes internes.

4.2 Adsorption de polluants hydrophobes et transfert

4.2.1 Les polluants organiques persistants

Les polluants organiques persistants (POPs) sont des produits chimiques comprenant les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), les biphényles polychlorés (PCBs) et les pesticides organochlorés. Les POPs sont en majorité considérés comme toxiques, pouvant se bioamplifier (Thompson *et al.*, 2004). Ce sont des substances stables et lipophiles qui ont la possibilité de s'adsorber sur les microplastiques du milieu au lieu de rester dans la matrice d'eau de mer (Teuten *et al.*, 2007, 2009 ; Barnes *et al.*, 2010). Des études menées sur les concentrations de POPs adsorbés sur les microplastiques révèlent des valeurs de l'ordre de 45 000ng/g de HAP totaux (Hirai *et al.*, 2011 ; Antunes *et al.*, 2013 ; Mizukawa, *et al.*, 2013), 450ng/g de PCBs et 200ng/g de pesticides organochlorés (Hirai *et al.*, 2011 ; Antunes, *et al.*, 2013 ; Mizukawa *et al.*, 2013 ; Karapanagioti *et al.*, 2011).

Adsorption des polluants organiques persistants (POPs)

Les microplastiques peuvent provenir de l'intérieur des terres et arriver dans le milieu marin par les estuaires, qui sont des milieux importants d'adsorption de ces polluants sur les

particules. Ce qui distingue à première vue les rivières, les estuaires et les océans est la salinité. Or, la celle-ci ne semble pas avoir en général d'impact sur les mécanismes de sorption et de désorption du phénanthrène (Phe) et du DDT depuis des microplastiques (200-250 μm) de polychlorure de vinyle (PVC) et de polyéthylène (PE). Il convient donc de prendre plutôt en considération les concentrations en Phe et DDT du milieu (Bakir *et al.*, 2014b). Ces concentrations sont plus élevées dans les estuaires, ce qui est cohérent avec le fait que la plupart des POPs proviennent du milieu terrestre et se retrouvent dans les estuaires (Bakir *et al.*, 2014b ; Zhou, *et al.*, 1999 ; Ridgway & Shimmield, 2002). Les concentrations en Phe et DDT adsorbés sont aussi les plus élevées dans les conditions d'un estuaire (Figure 4).

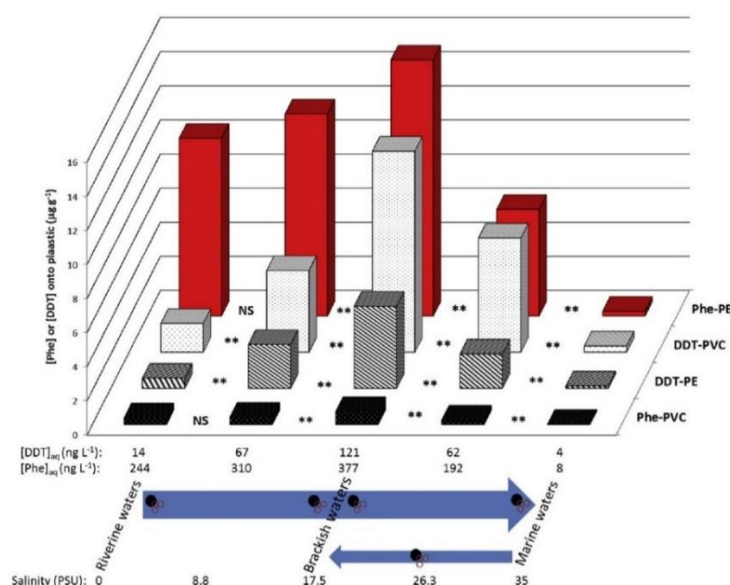


Figure 4 : Potentiel pour des microplastiques d'adsorber et de transporter du Phe et du DDT dans les eaux de rivières, estuaires et milieux marins, selon les concentrations environnementales typiques de Phe et DDT (Bakir *et al.*, 2014b)

De plus, l'adsorption de ces POPs atteindrait son équilibre avant le transport des particules dans le milieu marin stricte (Bakir *et al.*, 2014b). Ce transport dépendrait en grande partie aussi du temps de résidence des particules dans l'estuaire, qui est très variable (Bakir *et al.*, 2014b ; Jay, *et al.*, 1997). Remarquons que les estuaires sont des milieux d'une grande diversité d'espèces, ce qui est d'autant plus alarmant pour des particules à long temps de résidence (Bakir *et al.*, 2014b ; Allen *et al.*, 2006).

Adsorption différentielle des polluants organiques persistants (POPs)

Une analyse de substances adsorbées sur des microplastiques (PE) de la côte belge montre de grandes concentrations en HAPs et PCBs. Les mêmes polluants sont retrouvés dans les microplastiques, moules et sédiments (Figure 5). Néanmoins, les proportions de polluants sur les microplastiques diffèrent (Gauquie *et al.*, 2015). Les raisons probables sont diverses. Premièrement, les altérations physiques et chimiques des microplastiques peuvent augmenter la surface disponible pour l'adsorption. Le PE voit en plus sa surface se charger négativement au pH de l'eau de mer (Fotopoulou & Karapanagioti, 2012). Ensuite, les biofilms bactériens peuvent influencer le compartiment dans lequel se trouve la particule et donc le POP rencontré

(Ye & Andrady, 1991 ; Mato *et al.*, 2001). Enfin, la plupart des polluants s'adsorbent vite aux microplastiques, mais la désorption est parfois plus lente (Rochman *et al.*, 2013).

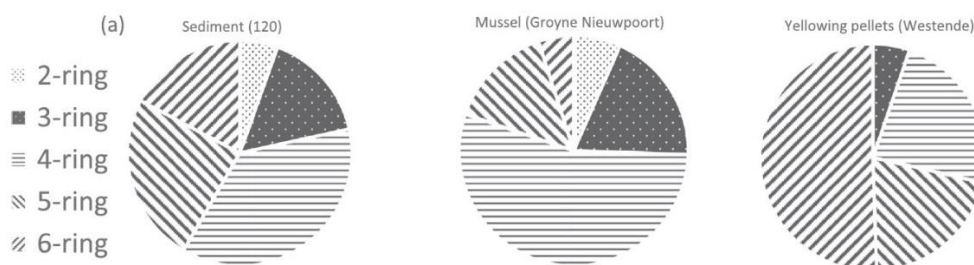


Figure 5 : Comparaisons des proportions en HAPs dans les sédiments, les moules et les microplastiques jaunes de la côte belge (près de Westende). Sédiments : valeurs moyennes de HAPs entre 2008-2013 (exosystemdata.ices.dk). Moules : valeurs moyennes de HAPs, normalisées à la masse de lipides (De Witte, et al., 2014). Microplastiques jaunes : (Gauquie *et al.*, 2015). 2-ring HAPs = naphtalène, 3-ring HAPs = acénaphthylène + acénaphène + fluorène + phénanthrène + anthracène, 4-ring HAPs = fluoranthène + pyrène + benzo(a)anthracène + chrysène, 5-ring HAPs = benzo(b)fluoranthène + benzo(k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + dibenzo(ah)anthracène, 6-ring HAPs = indéno(123cd)pyrène + benzo(ghi)perylène.

Le type de polymère possède également un rôle important dans l'adsorption. Des études ont montré que les PCBs et HAPs s'adsorbent plus sur le polypropylène (PP) et le polyéthylène de haute et basse densité (HDPE et LDPE) par rapport aux polyéthylène téréphtalate (PET) et PVC. Le Phe, lui, s'adsorbe en plus grande quantité sur PE que sur le PP ou le PVC (Bakir *et al.*, 2012, 2014a ; Rochman *et al.*, 2013), potentiellement dû au fait que le PE présente des espaces intermoléculaires plus grands (Teuten *et al.*, 2007).

Le mécanisme lié à l'adsorption différentielle des POPs pourrait être liée à la structure moléculaire du plastique. Par exemple, le FOSA ($\text{CF}_3(\text{CF}_2)_7\text{-SO}_3\text{NH}_2$) semble s'adsorber plus que le PFOS ($\text{CF}_3(\text{CF}_2)_7\text{SO}_3^-$) sur des particules de PE et de PS. La raison à cela serait qu'il y a une répulsion électrostatique du PFOS, sous sa forme anionique, avec la surface plastique. Le FOSA, lui, est sous forme non ionique. Dans le cas du PE, une raison supplémentaire serait liée à la polarité des molécules. Le FOSA a une plus faible polarité que le PFOS. Or, le PE est non polaire (Figure 6) (Wang *et al.*, 2015). Le degré de cristallisation des polymères peut aussi être proposé comme explication d'une adsorption différente de certains POPs. (Guo *et al.*, 2012). De plus, le relief des microplastiques joueraient aussi un rôle. Des microbilles (PE) de crèmes exfoliatrices à la surface rugueuse adsorbent significativement plus de Phe et DDT que celles à la surface lisse (Napper *et al.*, 2015).

La salinité peut influencer l'adsorption des POPs. Alors que l'adsorption du FOSA sur des microplastiques (PE, PS et PVC) n'est pas influencée, l'adsorption du PFOS sur le PE et le PS augmente avec l'augmentation de la salinité. Par conséquent, les risques d'ingestion de ce polluant, *via* l'intermédiaire des microplastiques, sont augmentés en eau de mer (Wang *et al.*, 2015).

En fonction du polluant étudié, le pH peut avoir ou non une influence sur la sorption. Le PFOS s'adsorbe plus sur le PE et le PS quand le pH passe de 7 à 3. La raison vient du fait que le PFOS est sous forme anionique et que ces deux plastiques ont tendance à se protonner

lorsque le pH diminue (Wang *et al.*, 2015). Bien que le pH de cette étude ne corresponde pas au pH retrouvé dans les milieux marins, cette conclusion peut pousser à s'interroger sur l'augmentation d'adsorption de certains POPs avec l'acidification des océans.

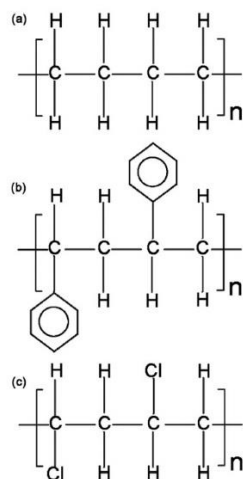


Figure 6 : Représentation de la structure moléculaire du PE (a), PS (b) et PVC (c). Les résultats ont montré que le PS et le PVC sont différents du PE à cause de leur substitution d'un hydrogène par un benzène et un chlore pour chaque unité (Wang *et al.*, 2015).

Désorption des polluants organiques persistants (POPs)

Les microplastiques peuvent donc agir comme des vecteurs des POPs et les amener dans les différents compartiments de l'environnement marin, polluant ainsi des écosystèmes déjà contaminés (Teuten *et al.*, 2007). Mais ces particules peuvent aussi être véhiculées jusque dans des écosystèmes jusqu'alors préservés, comme l'Arctique (Zarfl & Matthies, 2010). Une fois adsorbés, il est possible que les POPs se désorbent des microplastiques.

Endo *et al.* (2013) ont montré que les PCBs se désorbent de microplastiques (PE) de façon assez lente dans l'eau pure. Pour atteindre un équilibre (microplastiques/milieu), il faudrait plusieurs années voire plusieurs siècles. De plus, la dynamique de désorption des PCBs semble très variable, en fonction de son coefficient de partition. Malgré l'hypothèse d'une lente désorption des PCBs, l'équilibre sorption/désorption peut être presque atteint sur le terrain (Mato *et al.*, 2001 ; Endo *et al.*, 2005 ; Ogata *et al.*, 2009). La matière organique dissoute dans l'eau de mer faciliterait cette désorption (Rochman *et al.*, 2013 ; Endo *et al.*, 2013).

Dans le milieu marin, ces substances sont nocives pour les organismes (Thompson *et al.*, 2004). Peu d'études recensent le transfert à l'organisme de POPs adsorbés sur les microplastiques ingérés (Van Cauwenbergh *et al.*, 2015). Ce transfert a été observé, par exemple, pour le PCB chez le vers arénicole *Arenicola marina*, résultant en une altération du comportement de prise de nourriture et une perte de masse corporelle (Besseling *et al.*, 2013). Chez *Calonectris leucomelas* (puffin leucomèle), les individus ingérant des microplastiques contaminés au PCBs (51-562ng/g) présentaient une augmentation significative des concentrations (Teuten *et al.*, 2009 ; Betts, 2008).

Les POPs peuvent se désorber en plus grande quantité en présence de surfactants, comme des acides humiques (Sakai *et al.*, 2000). Récemment, la désorption de POPs (DDT, Phe et DEHP) depuis des microplastiques (200-250µm, PE et PVC) a été testée dans l'eau de mer et une imitation du surfactant intestinal (taurocholate de sodium). Premièrement, la désorption est accélérée en général en conditions intestinales simulées (Bakir *et al.*, 2014a). Ce phénomène est probablement dû au fait que le taurocholate formerait des micelles. L'intérieur du micelle étant non polaire, il augmenterait la solubilité des POPs (Deitsch & Rockaway, 2001). Ensuite, la désorption dans les organismes semble pouvoir être très variable en fonction des conditions physiologiques dans lesquelles le microplastique se trouve. Elle est maximale aux conditions semblables aux organismes à sang chaud (38°C et pH4). Troisièmement, les POPs se détachent plus vite du PE en général (Bakir *et al.*, 2014a). Etant l'un des plus abondant dans le milieu marin, il constitue une grande menace potentielle pour les organismes l'ayant ingéré (Carson *et al.*, 2011 ; Rios *et al.*, 2001, 2007 ; Bakir *et al.*, 2014a). Au contraire, la vitesse de désorption est plus faible depuis une particule de PVC. Ces particules seraient donc plus propices au transport et à l'accumulation qu'au transfert de POPs. Cependant, en conditions physiologiques d'individus à sang chaud, la désorption est accélérée (Bakir *et al.*, 2014a). Enfin, ces vitesses semblent être plus faibles comparées à la désorption depuis des sédiments (Teuten *et al.*, 2007). Cependant, la capacité de sorption des POPs sur ces sédiments est significativement plus faible. En conséquence, les quantités désorbées, même lentement, pourraient être bien plus élevées à partir de microplastiques (Bakir *et al.*, 2014a). Si le transfert de POPs aux organismes se fait depuis le tube digestif par rapport au milieu environnement seul, les organismes seront plus vite contaminés (Endo *et al.*, 2013). Les effets sur les organismes résidents dans le tube digestif, important pour la digestion et la protection contre les pathogènes, ne sont pas non plus connus (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015).

Les POPs peuvent être considérés comme des perturbateurs endocriniens (Fry 1995 ; Crisp *et al.*, 1998). Des poissons *Oryzias latipes* ont été mis en présence de microplastiques de PE provenant du milieu marin et dont les concentrations en polybromodiphényléthers, PCB et HAP ont été analysées. Les concentrations retrouvées dans les individus étaient significativement plus élevées (Rochman *et al.*, 2013). Dans une étude ultérieure présentant les 3 traitements, les effets de ces polluants ont été observés aux niveaux génétique et histologique. L'expression du gène Chg H (choriogénine H, enveloppe de l'œuf, Murata *et al.*, 1997) est significativement inférieure chez mâles et femelles (Rochman *et al.*, 2014). A noter que les mâles expriment habituellement ce gène à des concentrations basales, mais plus élevées (Lee *et al.*, 2012). De plus, chez les femelles, l'expression du gène Vtg I (vitellogénine I, jaune de l'œuf, Crisp *et al.*, 1998) et du gène ERα (récepteur œstrogénique) est également plus faible. Ces résultats suggèrent que dans l'ensemble des polluants adsorbés, certains sont anti-œstrogéniques et/ou antagonistes de l'œstrogène. Les microplastiques pourraient engendrer des baisses de fécondité, suite à des adsorptions de perturbateurs endocriniens. D'un point de vue histologique, une croissance anormale des cellules germinales mâles a été observée, montrant des signes qui relèvent normalement d'une croissance chez les femelles. Il existe donc un risque potentiel de perturbation endocrinienne suite à l'exposition à des POPs adsorbés sur des microplastiques (Rochman *et al.*, 2014).

4.2.2 Les métaux lourds

Les concentrations des métaux lourds adsorbés sur les microplastiques sont de l'ordre de plus de 300µg/g de Al, Fe, Cu, Pb et Zn, et plus de 80ng/g de Cd, Cr, Co et Ni (Holmes *et al.*, 2012). Ces concentrations semblent être similaires ou supérieures aux concentrations présentes sur les sédiments marins (plages du sud-ouest de l'Angleterre) (Holmes *et al.*, 2012 ; Ashton *et al.*, 2010 ; Turner, 2010). Les métaux retrouvés dans l'environnement marin peuvent provenir de différentes sources comme la détérioration de peintures non encrassantes (*antifouling*), les déchets industriels ou la combustion de carburants. Ils sont principalement retrouvés dans les estuaires, là où les microplastiques sont également retrouvés en grandes quantités, ce qui provoque inévitablement leur rencontre (Dehyn & Latz, 2006 ; Browne *et al.*, 2011).

Il apparaît que les métaux s'adsorbent préférentiellement sur des microplastiques altérés et couverts d'un biofilm (*fouling*) car leur surface disponible est augmentée (plus grand rapport surface/volume) et ils portent des sites anioniques (précipitation hydrogénée chimique) (Holmes *et al.*, 2012, 2014). Les mécanismes d'adsorption des métaux sur les microplastiques sont étudiés dans un article de Brennecke *et al.* (2016, *in press*). Les microplastiques de PS et PVC sont capables d'accumuler le Cu et le Zn à des concentrations jusqu'à 800 fois supérieures à celles de la colonne d'eau. Les particules de PVC présentent les plus grandes concentrations, à cause de leur altération, mais aussi d'une différence de porosité des matériaux (Endo *et al.*, 2005 ; Holmes *et al.*, 2012 ; Mato *et al.*, 2001 ; Morét-Ferguson *et al.*, 2010). L'adsorption se réalise probablement par interaction ionique avec la surface plastique (Ashton *et al.*, 2010).

La question du risque encouru par les organismes se pose à nouveau. Certes, l'eau contient également des métaux, mais les microplastiques permettent la mise en contact de ces polluants avec les organismes, par exemple *via* l'ingestion. Ce phénomène rend en quelque sorte les métaux plus biodisponibles (Holmes, 2013). Dans le futur, il sera donc intéressant d'étudier les capacités d'adsorption des métaux sur les différents microplastiques, mais aussi d'évaluer les risques de transfert aux organismes (Brennecke *et al.*, 2016).

4.3 Additifs des microplastiques et transfert

Il existe un grand nombre de plastiques différents (Lithner *et al.* 2011). Les plastiques sont les produits de la polymérisation de monomères, eux-mêmes issus des hydrocarbures (Carragher, 2007; Lithner *et al.* 2011). Lors de la fabrication des polymères de plastique, un grand nombre de substances sont utilisées. On assemble des monomères différents et on y ajoute des initiateurs de polymérisation, des catalyseurs, des solvants et des additifs (Lithner *et al.*, 2011 ; Rochman, 2015 ; Teuten *et al.*, 2009 ; Van Cauwenberghe *et al.*, 2015). Les additifs apportent des nouvelles propriétés aux polymères qu'ils n'auraient pas seuls (Lithner *et al.*, 2011; Rochman, 2015). Certains additifs sont des substances qui confèrent au plastique une résistance aux UV et aux oxydations (Rochman, 2015). D'autres peuvent être des colorants, des plastifiants, des retardateurs de flamme, ... (Rochman, 2015). A la base, les polymères de plastique sont inertes et ne sont donc pas dangereux pour les organismes dans l'environnement terrestre ou marin (Lithner *et al.*, 2011; Rochman, 2015). Il existe cependant deux cas générant une nocivité pour les organismes (Lithner *et al.* , 2011).

Les substances utilisées lors de la fabrication peuvent être à l'état libre dans le polymère (Lithner et al., 2011). Ainsi, les monomères libres et les initiateurs de polymérisation proviendraient d'une polymérisation incomplète et d'un non retrait de ceux-ci du plastique (Crompton, 2007 ; Lithner et al., 2011, Araújo et al., 2002). Les solvants et les catalyseurs qui normalement ne devraient plus se retrouver dans le plastique y seraient encore présents (Crompton, 2007 ; Lithner et al., 2011). Enfin, les additifs sont présents dans le polymère mais ne sont pas liés à celui-ci (Lithner et al., 2011 ; Rochman, 2015). Lorsque certaines conditions sont rencontrées, ces substances peuvent quitter le polymère et se retrouver dans l'environnement (Brydson, 1999 ; Lithner et al., 2011 ; Sheftel, 2000). On retrouve ces conditions dans le cas où le polymère a une grande porosité, si la substance migrante a une taille suffisamment petite pour passer à travers les pores du polymère si la substance est volatile et si elle a un faible poids (Brydson, 1999 ; Lithner et al., 2011 ; Sheftel, 2000). Il faut également que le polymère et la substance migrante aient la même solubilité dans le solvant (Brydson, 1999 ; Lithner et al., 2011). Le solvant doit être aussi compatible avec la substance migrante (de l'eau pour un migrant polaire, un solvant hydrophobe pour un migrant non polaire et un solvant acide pour les métaux) (Lithner et al., 2011 ; Sheftel, 2000). Une température plus ou moins élevée est également nécessaire (Sheftel, 2000). Une fois dans l'environnement, les substances libres peuvent interagir avec les organismes (Lithner et al., 2011). Certains monomères à l'état libre sont cancérigènes et/ou mutagènes (Lithner et al., 2011). Comme initiateur de polymérisation et comme additif, on retrouve par exemple le bisphénol A qui est un perturbateur endocrinien (Oehlmann et al., 2009 ; Lithner et al., 2011 ; Teuten et al., 2009). Comme autres types d'additifs rencontrés, on retrouve par exemple les phtalates, les alkylphénols et les organo-étains (Oehlmann et al., 2009 ; Teuten et al., 2009). Les phtalates et les organo étains seraient également des perturbateurs endocriniens (Oehlmann et al., 2009 ; Teuten et al., 2009).

La plupart des plastiques ne sont pas biodégradables et sont persistants (Lithner et al., 2011). Ils peuvent toutefois être dégradés en particules de plus petites tailles par la chaleur, les UV, l'abrasion mécanique (vagues et vent), l'hydrolyse (eau de mer ou de rivière) et par certains composés chimiques (Lithner et al., 2011 ; Ravve, 2000). A cette occasion, on constaterait des ruptures de liaisons entre les différents monomères du plastique (Lithner et al., 2011 ; Ravve, 2000). Dans ce cas, des substances contenues dans les plastiques pourraient être émises dans l'environnement. Ces plastiques peuvent alors perdre une partie de leurs propriétés (Lithner et al., 2011 ; Ravve, 2000).

Comme beaucoup de plastiques finissent leur parcours dans la mer, on peut comprendre l'impact que ceux-ci peuvent avoir sur les organismes vivants dans tous les milieux aquatiques.

4.4 Sédiments des plages

Les microplastiques se retrouvent, dans beaucoup d'écosystèmes marins. Les microplastiques rencontrés dans les sédiments des plages semblent altérer les propriétés physiques de ce compartiment écologique (Carson *et al.* ; 2011). La perméabilité des sédiments augmente significativement avec l'augmentation de la proportion de microplastiques (Figure 7) (Carson *et al.*, 2011). Une perméabilité accrue peut, premièrement, provoquer de la dessiccation chez les organismes présents, mais aussi pour leurs œufs (p.e., Penn & Brockmann, 1994 ; Quinn, 1999 ; Di Domenico *et al.*, 2009 ; D'avila & Bessa, 2005 ; Albuquerque *et al.*, 2007).

La plage étudiée (reconstitution) est particulièrement riche en microplastiques. Néanmoins, ces résultats sont alarmants si l'augmentation des quantités de microplastiques dans les écosystèmes marins est considérée (Carson *et al.*, 2011). Deuxièmement, la perméabilité accrue peut augmenter les flux d'eau à travers les sédiments (MacLachlan, 1982), augmentant l'oxygène et la matière organique disponibles (Jiao & Li, 2004). Il en résulte une plus grande concentration en nutriments et métabolites dans l'eau circulante (Hays & Ulman, 2007 ; Santos *et al.*, 2009). Les gradients redox peuvent alors être bouleversés et les ions sensibles à l'oxydoréduction changer d'état (Charette & Sholkovitz, 2006).

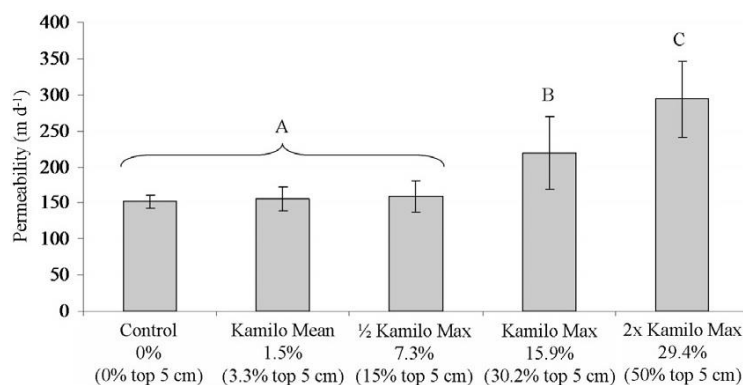


Figure 7 : Perméabilité des sédiments artificiellement construits avec une distribution de la taille des grains standardisée et une composition variable en particules plastiques (par masse). Tous les constituants proviennent de la plage Kamilo (Hawaï) et la distribution en profondeur a été réalisée en mimant les conditions moyennes de la plage Kamilo. Trois réplicats ont été réalisés pour chaque traitement. Les lettres capitales représentent les différences significatives suivant les tests ANOVA ($p=0,002$) et LSD (post hoc) (Carson *et al.*, 2011).

En plus de l'effet sur la perméabilité, l'enrichissement des sédiments en microplastiques provoque un réchauffement plus lent des sédiments (Carson *et al.*, 2011). Le transfert de chaleur est jusqu'à 16% plus faible. Les microplastiques ont en fait une faible conductivité thermique et une capacité thermique plus élevée (De Vries, 1963 ; Rosato *et al.*, 2004). La réduction de température en surface des sédiments pourrait modifier le *sex-ratio* chez les organismes pour lesquels la température est déterminante, par exemple les tortues marines (Yntema & Mrosovsky, 1982). Une faible charge en microplastiques (1,5%) réduit la température maximale des sédiments de 0,75°C (Carson *et al.*, 2011). Or, chez la tortue *Eretmochelys imbricata*, la température d'incubation diffère de seulement 4°C entre 100% de mâles par rapport à 100% de femelles (Yntema & Mrosovsky, 1982).

4.5 Microplastiques et microorganismes

Les microplastiques en suspension peuvent fournir un nouvel habitat pour des microorganismes. Les communautés retrouvées ne sont pas les mêmes que dans la colonne d'eau (Zettler *et al.*, 2013). Ce phénomène est rendu possible de par leur surface hydrophobe (Zettler *et al.*, 2013). La première étape est la formation d'un biofilm microbial (Dobretsov, 2010). Ensuite, d'autres organismes ont la possibilité de s'y développer (Reisser *et al.*, 2014a). En conséquence, des pathogènes potentiels pour les humains et les animaux peuvent être véhiculés par le biais des microplastiques (Harrison *et al.*, 2014). De plus, le comportement alimentaire vis-à-vis de ces particules peut être influencé (Reisser *et al.*, 2014b). Sans compter le changement de densité des microplastiques (voir ci-dessus).

4.6 Les microplastiques et la fonte des glaces

La fonte des glaces suite au réchauffement climatique est un autre problème environnemental actuel. La couche de glace permanente est, en effet, de moins en moins épaisse (Gregory, *et al.*, 2002 ; Stroeve, *et al.*, 2012 ; Laxon *et al.*, 2013). Pendant le processus de formation de la glace, des particules en suspension dans la colonne d'eau peuvent être emprisonnées entre les cristaux (Reimnitz *et al.*, 1993). Jusqu'à présent, il existe peu d'études sur l'enrichissement de la glace des pôles en microplastiques. Différents types de microparticules d'origine anthropique ont été découverts dans la glace de l'Arctique, dont 46% de microplastiques (Obbard *et al.*, 2014).

Les concentrations en microplastiques retrouvées sont plus élevées de plusieurs ordres de grandeurs par rapport aux concentrations trouvées en général dans la colonne d'eau ou dans les sédiments de zones intertidales (Obbard *et al.*, 2014 ; Thompson *et al.*, 2004 ; Rosenberg & Cheng, 2012 ; Browne *et al.*, 2011). La glace de l'Arctique semble être un lieu d'accumulation des microplastiques. Or, l'augmentation de la fonte des glaces pourrait amener à augmenter le nombre de ces particules libres dans l'eau (Obbard *et al.*, 2014). Si la tendance actuelle persiste dans les dix prochaines années et que l'on considère la plus petite concentration, plus d'un trillion (10^{18}) de particules de microplastiques pourraient être relarguées dans les océans (Comiso, 2012 ; Gregory *et al.*, 2002 ; Obbard *et al.*, 2014).

5 Techniques, méthodes d'échantillonnage

De nombreuses techniques et protocoles ont été mis au point afin d'identifier, quantifier et caractériser les microplastiques. Cependant, nombreux sont les protocoles différents qui ne permettent d'effectuer des comparaisons (Duis and Coors 2016). Un manque de comparaison entre études peut être un frein à une évaluation globale de la situation des microplastiques dans nos océans. Une standardisation serait donc une procédure nécessaire afin de mieux contrôler et guider. Duis and Coors (2016) proposent un protocole qui pourrait être général et reproductible dans de nombreuses situations. Le protocole ne sera pas expliqué en détail mais certaines remarques méritent d'être relevées.

Ils rappellent que la principale méthode utilisée auparavant pour séparer les microplastiques des autres matériaux dans un échantillon était visuelle. Or, ils relèvent de la difficulté que cela peut représenter dans certaines situations notamment lorsque la taille ne dépasse pas 1 mm ou si la particule est blanche ou transparente. Ils soulignent donc que cette méthode peut comporter de nombreux biais. Ils privilégieront plutôt des techniques modernes telles que la microscopie à fluorescence proposée par Hidalgo-Ruz (2012) et son équipe.

D'autres biais peuvent survenir au moment de la quantification et de la caractérisation des microplastiques. On pourrait être porté à confusion dans certaines situations. Par exemple confondre un silicate d'aluminium provenant de roche avec un microplastique (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Des techniques récentes ont révélé qu'environ 70% des matériaux qu'on prenait visuellement pour des plastiques ne le sont pas en réalité. Il faut donc effectuer des analyses en profondeur pour augmenter l'exactitude et la précision des études. Standardiser les unités de quantification pour permettre la comparaison.

Un dernier point qu'ils soulignent est l'importance d'un contrôle de qualité. Ils rappellent la prudence et la minutie dont on devrait faire preuve lors de l'échantillonnage car les plus petites particules de microplastiques peuvent avoir tendance à s'adsorber sur les matériaux d'échantillonnage. La contamination des échantillons peut également être possible. Par exemple, via des particules provenant des équipements et vêtements des travailleurs. On peut envisager la stérilisation mais cela n'est pas toujours faisable. L'objectif ultime étant de maximiser la qualité de l'échantillon afin d'apprécier l'efficacité de la méthode utilisée.

6 Actions en réponse à la pollution en microplastiques du milieu marin

Les questionnements et actions futures sont à deux niveaux : les sources de microplastiques et les particules déjà présentes dans l'environnement. Malheureusement, les preuves et l'opinion publique n'ont eu jusqu'à présent que peu d'effets sur les acteurs de la production et de la consommation de microplastiques. Les techniques actuelles sont vaines face aux quantités et aux lieux dans lesquels les particules se trouvent. La recherche de nouvelles technologies est d'autant plus importante pour vaincre ce problème. De plus, de nombreuses zones d'ombres sont encore à élucider, comme évaluer la proportion de microplastiques primaires et secondaires, les quantités présentes aux pôles ou les risques de transport et transfert des polluants aux organismes (Ivar do Sul & Costa, 2014).

Pour essayer de résoudre la problématique des microplastiques dans son ensemble, chercheurs, politiciens et consommateurs devront faire preuve de communication. Les consommateurs, à condition d'être mieux informés, ont un grand rôle à jouer et leur action pourrait être de ne plus consommer de produits contenant des microplastiques, voire de ne plus utiliser de plastique du tout. Bien plus encore, des lois et réglementation plus strictes devraient être mises sur pieds là où il n'en existe pas encore (Ivar do Sul & Costa, 2014). Par exemple, il existe une interdiction de jeter des plastiques dans la mer depuis 1989 dans la réglementation MARPOL (Barnes *et al.*, 2009).

Les microbilles contenues dans les crèmes exfoliatrices et les cosmétiques constituent un grand nombre du pourcentage de microplastiques des milieux marins. Comme nous l'avons vu, ces particules ont des impacts négatifs sur les organismes, de par leur forme, leurs additifs ou encore les polluants adsorbés. Sur le marché du Royaume Uni, environ 80 crèmes exfoliatrices citaient ces microbilles dans leur composition en 2016 (Beat the Microbead, 2016). Certaines sociétés indiquent toutefois vouloir ne plus utiliser de microbilles, certaines industries, au contraire si. Les éventuelles lois sont, qui plus est, votées au niveau régionales ou fédérales, et non pas mondialement (Driedger *et al.*, 2015). Des campagnes de conscientisation telles que *Beat the Microbead* et *Scrub it Out* ont vu le jour afin de faire bouger les choses (Napper *et al.*, 2015).

7 Conclusion et perspectives

Depuis 1940, l'utilisation des plastiques, en raison de leurs nombreux avantages, ne cesse d'augmenter. Cependant, leur devenir dans l'environnement, et notamment dans le milieu marin, reste un problème (PlasticEurope, 2015 ; Duis and Coors, 2016).

On distingue les macroplastiques des microplastiques. Le premier problème auquel on est confronté est que la définition de ces derniers n'est pas universelle. Ainsi, on considère comme microplastique, des particules de plastiques ayant une taille, à la production (microplastiques primaires) ou après dégradation (microplastiques secondaires), inférieure à 1mm (Wright S. L., et al, 2013 ; NOAA ; Van Cauwenberghe L., et al, 2015 ; Duis K. and Coors A., 2016). A cela, s'ajoute un grand nombre de protocoles différents impliquant des difficultés dans la comparaison des études (Duis and Coors 2016).

Les sources de microplastiques dans l'environnement marin sont nombreuses. En effet, ils peuvent être véhiculés depuis les lacs et rivières ou directement depuis l'atmosphère. On leur estime une origine continentale allant de 75 à 90 % (Andrady, 2011 ; Duis and Coors, 2016).

Une fois dans l'océan, les microplastiques peuvent avoir plusieurs comportements : rester en surface, sédimenter, migrer ou encore être ingéré (M. Cole et al., 2011 ; Wang J, et al, 2016). Ces comportements ont de nombreux impacts, tant sur les organismes que sur les écosystèmes. De plus, ils sont capables d'adsorber des polluants hydrophobes (POPs, métaux lourds) et les véhiculer, par migration, dans d'autres compartiments de l'environnement marin (Thompson et al., 2004 ; Teuten et al., 2007). Aux polluants s'ajoutent les additifs utilisés lors de la production des plastiques et, dans certaines conditions, ceux-ci peuvent se retrouver dans l'environnement (Brydson, 1999 ; Lithner et al., 2011 ; Sheftel, 2000).

Trouver une solution au problème des microplastiques n'est pas évident puisqu'il met en cause de nombreux secteurs (chercheurs, politiciens, consommateurs, ...) (Ivar do Sul & Costa, 2014).

Dans l'avenir, il semble donc nécessaire, dans un premier temps, de standardiser clairement la définition d'un microplastique, ainsi que les protocoles d'échantillonnages. Ensuite, il s'avère également nécessaire d'axer les résultats de recherches sur la communication, tant au niveau politique que publique.

8 Références

Albuquerque, E. F., Pinto, A. P., Perez, A. D., & Veloso, V. G. (2007). Spatial and temporal changes in interstitial meiofauna on a sandy ocean beach of South America. *Braz. J. Oceanogr.* 55, 121-131.

Allen, L., Pondella, D., & Horn, M. (2006). *Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Univ of California Press.

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 62, Issue 8, pp. 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Antunes, J. C., Frias, J. L., Micaelo, A. C., & Sobra, P. (2013). Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 130, 62-69.

Ashton, K., Holmes, L., & Turner, A. (2010). Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2050-2055.

Araújo, P. H., Sayer, C., Poco, J. R., & Giudici, R. (2002). Techniques for reducing residual monomer content in polymers: a review. *Polymer Engineering and Science* , 42, pp. 1442-1468. doi: 10.1002/pen.11043

Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2014a). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ. Pollut.* 185, 16-23.

Bakir, A., Rowland, S. T., & Thompson, R. C. (2012). Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 2782-2789.

Bakir, A., Rowland, S., & Thompson, R. (2014b). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 140, 14-21.

Barnes, D. A., Walters, A., & Gonçalves, L. (2010). Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research* 70, 250–252.

Barnes, D., Galgani, G., Thompson, R., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments Transactions of the Royal Society of London, Series B 364. *Philosophical*, 1985-1998.

Beat the Microbead. (2016, février). *These products contain microplastic*. Consulté le mars 18, 2016, sur International campaign against microbeads in cosmetics: <http://www.beatthemicrobead.org/images/pdf/redUK.pdf>

Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E., Van Den Heuvel-Greve, M., & Koelmans, A. (2013). Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environ. Sci. Technol.* 47, 593-600.

Besseling, Ellen, Bo Wang, Miquel Lüring, and Albert A. Koelmans. "Nanoplastic Affects Growth of *S. Obliquus* and Reproduction of *D. Magna*." *Environmental Science & Technology Environ. Sci. Technol.* 48.20 (2014): 12336-2343

Betts, K. (2008). Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environmental Science & Technology* 42, 8995.

Boerger, Christiana M., Gwendolyn L. Lattin, Shelly L. Moore, and Charles J. Moore. "Plastic Ingestion by Planktivorous Fishes in the North Pacific Central Gyre." *Marine Pollution Bulletin* 60.12 (2010): 2275-278.

Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* xxx (in press), 1-7.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175-9179.

Browne, Mark A., Awantha Dissanayake, Tamara S. Galloway, David M. Lowe, and Richard C. Thompson. "Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus Edulis* (L.)." *Environmental Science & Technology Environ. Sci. Technol.* 42.13 (2008): 5026-031. Web.

Browne, M. A. (2015). Chapter 9, Sources and Pathways of Microplastics to Habitats. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Kla, *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 229-244). Berlin: Springer
.doi:10.1007/978-3-319-16510-3_9

Brydson, J. (1999). *Plastic materials*, (7th ed.). Oxford: Butterworth-Heinemann.

Carpenter, E. J., and K. L. Smith. "Plastics on the Sargasso Sea Surface." *Science* 175.4027 (1972): 1240-241.

Carpenter, E. J., S. J. Anderson, G. R. Harvey, H. P. Miklas, and B. B. Peck. "Polystyrene Spherules in Coastal Waters." *Science* 178.4062 (1972): 749-50.

Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., & MacDermind, K. J. (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1708-1713.

Carson, H., Nerheim, M., Carroll, K., & Eriksen, M. (2013). The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 75, 126-132.

Carraher, J. C. (2007). *Introduction to polymer chemistry*. Boca Raton: CRC Press, Taylor and Francis Group, LLC

Charette, M., & Sholkovitz, E. (2006). Trace element cycling in a subterranean estuary: Part 2. Geochemistry of the pore water. *Geochim. Cosmochim. Acta* 70, 811-826.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2588-2597.

Cole, Matthew, Pennie Lindeque, Elaine Fileman, Claudia Halsband, Rhys Goodhead, Julian Moger, and Tamara S. Galloway. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology Environ. Sci. Technol.* (2013): 130606145528005

Collignon, A., Hecq, J.-H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., & Goffart, A. (2012).

Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 64, Issue 4, pp. 861–864. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.01.011

Comiso, J. C. (2012). Large decadal decline of the Arctic multiyear ice cover. *J. Clim.*, 25(4), 1176–1193.

Crisp, T. M., Clegg, E. D., Cooper, R. L., Wood, W. P., Anderson, D. G., Baetcke, K. P., & et al. (1998). Environmental endocrine disruption: an effects assessment and analysis. *Environ Health Perspect* 106, 11-56.

Crompton, T. (2007). *Additive migration from plastics into foods. A Guide for the Analytical Chemistry*. Shrewsbury: iSmithers Rapra Publishing.

D'avila, S., & Bessa, E. (2005). Influence of moisture on growth and egg production by *Subulina octona* (Bruguiere) (*Mollusca, Subulinidae*), reared in different substrates, under laboratorial conditions. *Rev. Bras. Zool.* 22, 349-353.

De Vries, D. (1963). Thermal properties of soils. Dans W. Van Wijk (Éd.), *Physics and Plant Environment* (pp. 210-235). North-Holland, Amsterdam.

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, L., 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, 146-155.

Dehyn, D. D., & Latz, M. I. (2006). Bioavailability of metals along a contamination gradient in San Diego Bay (California, USA). *Chemosphere* 63, 818-834.

Deitsch, J., & Rockaway, E. (2001). Surfactant-enhanced desorption of organic pollutants from natural soil. *Physicochem. Groundw. Remediat.*, 217.

Desforges, Jean-Pierre W., Moira Galbraith, and Peter S. Ross. "Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean." *Arch Environ Contam Toxicol Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69.3 (2015): 320-30.

Di Domenico, M., Lana, P. D., & Garraffoni, A. S. (2009). Distribution patterns of interstitial polychaetes in sandy beaches of southern Brazil. *Mar. Ecol. Evol. Persp.* 30, 47-62.

Dobretsov, S. (2010). Marine Biofilms. Dans S. Dürr, & J. Thomason (Éds.), *Biofouling* (pp. 123-136). Chichester: Wiley-Blackwell.

Driedger, A., Dürr, H., Mitchell, K., & Van Cappellen, P. (2015). Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: a review. *J. Great Lakes Res.* 41, 9-19.

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., & Tassin, B. (2015, December). *Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement, TSM , Numéro 12, Premières investigations sur la contamination en microplastiques d'une zone urbaine*, 25-39. doi:10.1051/tsm/201512025

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, Volume 104, Issues 1–2, pp. 290–293. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.01.006

Duis, K., and A. Coors. "Microplastics in the Aquatic and Terrestrial Environment: Sources (with a Specific Focus on Personal Care Products), Fate and Effects." *Environ Sci Eur Environmental Sciences Europe* 28.1 (2016): n. pag. Duis, K., and A. Coors. Microplastics in the Aquatic and Terrestrial Environment: Sources (with a Specific Focus on Personal Care Products), Fate and Effects. *Environ Sci Eur Environmental Sciences Europe* 28.1 (2016): n. pag.

Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., . . . Date, T. (2005). Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 1103-1114.

Endo, S., Yuyama, M., & Takada, H. (2013). Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. *Marine Pollution Bulletin* 74, 125-131.

Engler, R. (2012). The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environ. Sci. Technol.* 46, 12302-12315.

Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, CJ Moore, Borerro JC, et al. (2014). La pollution plastique dans les océans du monde: Plus de 5 Trillion Pièces en plastique pesant plus de 250.000 tonnes Afloat en mer. PLoS ONE 9 (12): e111913. doi: 10.1371/journal.pone.0111913

Farrell, Paul, and Kathryn Nelson. "Trophic Level Transfer of Microplastic: *Mytilus Edulis* (L.) to *Carcinus Maenas* (L.)." *Environmental Pollution* 177 (2013): 1-3.

Fortuño, J., Masó, M., Sáez, R., De Juan, S., & Demestre, M. (2010). SEM microphotographs of biofouling organisms on floating and benthic plastic debris. *Rapport Commission International Mer Méditerranée*, 39, 358.

Fotopoulou, K. N., & Karapanagioti, H. K. (2012). Surface properties of beached plastic pellets. *Mar. Environ. Res.* 81, 70-77.

Fry, D. M. (1995). Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environ Health Perspect* 103, 165-71.

Fujita, T., Fukada, H., Shimizu, M., Hiramatsu, N., & Hara, A. (2008). Monthly changes in the serum levels of two choriogenins and vitellogenin in male masu salmon *Oncorhynchus masou*. *Fish Sci* 74, 1198-1200.

Galgani, F., Hanke, G., & Maes, T. (2015). Chapter 2, Global distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Kla, *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 29-56). Berlin: Springer. doi:10.1007/978-3-319-16510-3_2

Gauquie, J., Devriese, L., Robbens, J., & De Witte, B. (2015). A qualitative screening and quantitative measurement of organic contaminants on different types of marine plastic debris. *Chemosphere* 138, 348-356.

Goldstein, M., Rosenberg, M., & Cheng, L. (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biol. Letter.*, 8(5), 817-820.

Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., & Hodges, G. (2011). A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environ. Sci. Technol.* 45, 1466-1472.

Gregory, J. M., Stott, P. A., Cresswell, D. J., Rayner, N. A., Gordon, C., & Sexton, D. H. (2002). Recent and future changes in Arctic sea ice simulated by the HadCM3 AOGCM. *Geophys. Res. Lett.*, 29(24), 28-1–28-4.

Gregory, M. R. "Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings--entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-on, Hitch-hiking and Alien Invasions." *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364.1526 (2009): 2013-025

Guo, X., Wang, X., Zhou, X., Kong, X., Tao, S., & Xing, B. (2012). Sorption of four hydrophobic organic compounds by three chemically distinct polymers: role of chemical and physical composition. *Environ. Sci. Technol.* 46, 7252-7259.

Hall, N. M., K. L. E. Berry, L. Rintoul, and M. O. Hoogenboom. "Microplastic Ingestion by Scleractinian Corals." *Marine Biology Mar Biol* 162.3 (2015): 725-32.

Hall, N. M., K. L. E. Berry, L. Rintoul, and M. O. Hoogenboom. Microplastic Ingestion by Scleractinian Corals. *Marine Biology Mar Biol* 162.3 (2015): 725-32.

Harrison, J., Schratzberger, M., Sapp, M., & Osborn, A. (2014). Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiol.* 14, 232.

Hays, R., & Ulman, W. (2007). Direct determination of total and fresh groundwater discharge and nutrient loads from a sandy beachface at low tide (Cape Henlopen, Delaware). *Limnol. Oceanogr.* 52, 240-247.

Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel. "Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification." *Environmental Science & Technology Environ. Sci. Technol.* 46.6 (2012): 3060-075.

Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., . . . Ward, M. W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1683-1692.

Holmes, L. A. (2013). *Interactions of Trace Metals with Plastic Production Pellets in the Marine Environment*. University of Plymouth: PhD Thesis.

Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2012). Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut.* 160, 42-48.

Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2014). Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Mar. Chem.*, 1-8.

Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* 185, 352-364.

Jay, D., Smith, J., Musiak, J., Geyer, W., Undes, R., Vallino, J., . . . Boynton, W. (1997). A review of recent developments in estuarine scalar flux estimation. *Estuaries* 20, 262-280.

Jiao, J., & Li, H. (2004). Breathing of coastal vadose zone induced by sea level fluctuations. *Geophys. Res. Lett.* 31, L11502.

Karapanagioti, H. K., Endo, S., Ogata, Y., & Takada, H. (2011). Diffuse pollution by persistent organic pollutants as measured in plastic pellets sampled from various beaches in Greece. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 312-317.

Koehler, Angela, Ute Marx, Katja Broeg, Sieglinde Bahns, and Jana Bressling. "Effects of Nanoparticles in *Mytilus Edulis* Gills and Hepatopancreas – A New Threat to Marine Life?" *Marine Environmental Research* 66.1 (2008): 12-14

Laxon, S. W., & et al. (2013). CryoSat-2 estimates of Arctic sea ice thickness and volume. *Geophys. Res. Lett.*, 40, 732–737.

Lee, Kyun-Woo, Won Joon Shim, Oh Youn Kwon, and Jung-Hoon Kang. "Size-Dependent Effects of Micro Polystyrene Particles in the Marine Copepod *Tigriopus Japonicus*." *Environmental Science & Technology Environ. Sci. Technol.* 47.19 (2013): 11278-1283.

Lee, S. Y., Kim, D. S., & Nam, Y. K. (2012). Gene structure and estrogen-responsive mRNA expression of a novel choriogenin H isoform from a marine medaka *Oryzias dancena*. *Fish Aquat. Sci.* 15, 221-231.

Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based. *Science of the Total Environment*, Volume 409, Issue 18, pp. 3309–3324. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.04.038

Lusher, A.I., M. Mchugh, and R.c. Thompson. "Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract of Pelagic and Demersal Fish from the English Channel." *Marine Pollution Bulletin* 67.1-2 (2013): 94-99.

MacLachlan, A. (1982). A model for the estimation of water filtration and nutrient regeneration by exposed sandy beaches. *Mar. Environ. Res.* 6, 37-47.

MacLachlan, A. (1989). Water filtration by dissipative beaches. *Limnol. Oceanogr.* 34, 774-780.

MacLachlan, A., & Dorlovo, A. (2005). Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *J. Coast. Res.* 21, 674-687.

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

Mizukawa, K., Takada, H., Ito, M., Geok, Y. B., Hosoda, J., Yamashita, R., . . . Ferreira, A. M. (2013). Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. *Mar. Pollut. Bull.* 70, 296-302.

Moos, Nadia Von, Patricia Burkhardt-Holm, and Angela Köhler. "Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus Edulis* L. after an Experimental Exposure." *Environmental Science & Technology Environ. Sci. Technol.* 46.20 (2012): 11327-1335.

Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., & Reddy, C. M. (2010). The size, mass, and composition of plastic debris in the Western North Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1873-1878.

Mrosovsky, N., Bass, A., Corliss, L., Richardson, J., & Richardson, T. (1992). Pivotal and beach temperatures for hawksbill turtles nesting in Antigua. *Can. J. Zool.* 70,, 1920-1925.

MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter. (2013). *Monitoring Guidance for Marine Litter in European Seas*. Brussels: European Commission.

Murata, K., Yamamoto, K., Iuchi, I., Yasumasu, I., & Yamagami, K. (1997). Intrahepatic expression of genes encoding choriogenins: precursor proteins of the egg envelope of fish, the medaka, *Oryzias latipes*. *Fish Physiol. Biochem.* 17, 135-42.

Murray, Fiona, and Phillip Rhys Cowie. "Plastic Contamination in the Decapod Crustacean *Nephrops Norvegicus* (Linnaeus, 1758)." *Marine Pollution Bulletin* 62.6 (2011): 1207-217.

Napper, I., Bakir, A., Rowland, S., & Thompson, R. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin* 99, 178-185.

NOAA, *Microplastic Marine Debris*, Marine Debris Program, Office of Response & Restoration, National Ocean Service

Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., & Thompson, R. C. (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future* 2, 315-320.

Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., & et al. (2009). International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1437-1446.

Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., . . .

Tyler, C. R. (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife.

Philosophical Transactions of the Royal Society B, 364(1526), pp. 2047–2062.

doi:doi:10.1098/rstb.2008.0242

Penn, D., & Brockmann, H. J. (1994). Nest-site selection in the horseshoe-crab, *Limulus polyphemus*. *Biol. Bull.* 187, 373-384.

Plastics - the Facts 2015. *PlasticsEurope* -. N.p., n.d. Web. 20 Mar. 2016.

Quinn, T. (1999). Habitat characteristics of an intertidal aggregation of Pacific sandlance (*Ammodytes hexapterus*) at a North Puget Sound Beach in Washington. *Northwest Sci.* 73, 44-49.

Ravve, A. (2000). *Principles of polymer chemistry*. New York : Kluwer Academic, Plenum Publishers.

Reimnitz, E., Clayton, J. R., Kempema, E. W., Payne, J. R., & Weber, W. S. (1993). Interaction of rising frazil with suspended particles: Tank experiments with applications to nature. *Cold Reg. Sci. Technol.*, 21, 117–135.

Reisser, J., Proietti, M., Shaw, J., & Pattiaratchi, C. (2014a). Ingestion of plastics at sea: does debris size really matter? *Front. Mar. Sci.* 1, 70.

Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D., Thums, M., & et al. (2014b). Millimeter-sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLoS ONE*, 9, e100289.

Ridgway, J., & Shimmield, G. (2002). Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 903-928.

Rios, L., Jones, P., Moore, C., & Narayan, U. (2011). Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch". *J. Environ. Monit.* 12, 2226-2236.

Rios, L., Moore, C., & Jones, P. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 1230-1237.

Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 1646-1654.

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. (2013). Ingested plastic transfers contaminants to fish and induces hepatic stress. *Sci Rep* 3, 3263.

Rochman, C. M., Kurobe, T., Flores, I., & Teh, S. J. (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. *Science of the Total Environment* 493, 656-661.

Rosato, D., Rosato, D., & Rosato, M. (2004). *Plastic Product Material and Process Selection Handbook*. Oxford: Elsevier Advanced Technology.

Rosenkranz, Philipp, Qasim Chaudhry, Vicki Stone, and Teresa F. Fernandes. "A Comparison Of Nanoparticle And Fine Particle Uptake By Daphnia Magna." *Environmental Toxicology and Chemistry Environ Toxicol Chem* 28.10 (2009): 2142.

Sakai, S., Urano, S., & Takatsuki, H. (2000). Leaching behavior of PCBs and PCDDs/DFs from some waste materials. *Waste Manag.* 20, 241-247.

Santos, I., Burnett, W., Dittmar, T., Suryaputra, I., & Chanton, J. (2009). Tidal pumping drives nutrient and dissolved organic matter dynamics in a Gulf of Mexico subterranean estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta* 73, 1325-1339.

Sheftel, V. O. (2000). *Indirect food additives and polymers, Migration and toxicology*. Boca Ranton: Lewis Publishers, CRC Press LLL.

Stroeve, J. C., Serreze, M. C., Holland, M. M., Kay, J. E., Malanik, J., & Barret, A. P. (2012). The Arctic's rapidly shrinking sea ice cover: A research synthesis. *Clim. Change*, 110(3–4), 1005–1027.

Sul, Juliana A. Ivar Do, and Monica F. Costa. "The Present and Future of Microplastic Pollution in the Marine Environment." *Environmental Pollution* 185 (2014): 352-64.

Sundt, P., Schulze, P.-E., & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastic-pollution to the marine environment. Report no M 321/2015*. Asker: Mepex Consult

Teuten, E. L., J. M. Saquing, D. R. U. Knappe, M. A. Barlaz, S. Jonsson, A. Bjorn, S. J. Rowland, R. C. Thompson, T. S. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, P. H. Viet, T. S. Tana, M. Prudente, R. Boonyatumanond, M. P. Zakaria, K. Akkhavong, Y. Ogata, H. Hirai, S. Iwasa, K. Mizukawa, Y. Hagino, A. Imamura, M. Saha, and H. Takada. Transport and Release of Chemicals from Plastics to the Environment and to Wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364.1526 (2009): 2027-045.

Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology* 41, 7759-7764.

Thevenon, F., Carroll, C., & Sousa, J. (2014). *Plastic Debris in the Ocean: The Characterization of Marine Plastics and their Environmental Impacts*. Gland, Switzerland: IUCN.

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, W. G., . . . Russel, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304, 838.

Turner, A. (2010). Marine pollution from antifouling paint particles. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 159-171.

Valavanidis, A., & Vlachogianni, T. (2014). Microplastics in the marine environment: Ubiquitous and Persistent Pollution Problem in the World Oceans Threatening Marine Biota.

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research* 111, 5-17.

van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M., Turner, D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159, 2609–2615.

Wang, F., Shih, K. M., & Li, X. Y. (2015). The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere* 119, 841–847.

Woodall, L. C., A. Sanchez-Vidal, M. Canals, G. L. J. Paterson, R. Coppock, V. Sleight, A. Calafat, A. D. Rogers, B. E. Narayanaswamy, and R. C. Thompson. The Deep Sea Is a Major Sink for Microplastic Debris. *Royal Society Open Science* 1.4 (2014): 140317.

World Water Assessment Programme. (2012). *The united Nations world water development report 4 : managing water under uncertainty and risk, Volume1*. Paris: UNESCO.

Wright, Stephanie L., Richard C. Thompson, and Tamara S. Galloway. "The Physical Impacts of Microplastics on Marine Organisms: A Review." *Environmental Pollution* 178 (2013): 483–92.

Ye, S., & Andrady, A. L. (1991). Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 22, 608–613.

Yntema, C., & Mrosovsky, N. (1982). Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. *Can. J. Zool.* 60, 1012–1016.

Zalasiewicz, J., Waters, C., Ivar do Sul, J. A., Corcoran, P. L., Barnosky, A. D., Cearreta, A., .. . Yonana, Y. (2016). The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene, In Press, Corrected Proof — Note to users*, pp. 1–14. doi:doi:10.1016/j.ancene.2016.01.002

Zarfl, C., & Matthies, M. (2010). Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin* 60, 1810–1814.

Zettler, E., Mincer, T., & Amaral-Zettler, L. (2013). Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7137-7146.

Zhao, Y., & Hu, J. (2012). Development of amolecular biomarker for detecting intersex after exposure of male medaka fish to synthetic estrogen. *Environ Toxicol Chem* 31, 1765-1773.

Zhou, J., Fileman, T., House, W., Long, J., Mantoura, R., Meharg, A., . . . Wright, J. (1999). Fluxes of organic contaminants from the River Catchment into, through and out of the Humber Estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.* 37, 330-342.