



Réserve naturelle Baie de Saint- Brieuc

Contamination microplastique du sédiment en Baie de Saint-Brieuc

- Rapport d'étude -

Gaëtan Cormy

2020



Remerciements

Tout d'abord un grand merci aux étudiantes Anais Langlais et Véronika Nicolas qui m'ont aidé à réaliser cette étude dans le cadre de leur stage de licence 3. Leur rigueur et leur bonne humeur ont permis de bien travailler dans d'agréables conditions.

Je souhaiterais également remercier le Cedre pour le partage de leur protocole et particulièrement Camille Lacroix pour les nombreux échanges instructifs et la relecture du rapport.

Enfin, un grand merci aux collègues de la réserve naturelle et de VivArmor Nature, pour les nombreuses relectures et conseils.

Sommaire

I.	Introduction	1
II.	Matériels et Méthodes	3
	1) Zone d'étude et stations d'échantillonnage	3
	2) Méthode d'échantillonnage	4
	3) Traitement des échantillons	4
	4) Contrôles et mesures de précaution	5
	5) Analyses des données	6
III.	Résultats	7
	1) Contrôle de la contamination	7
	2) Description des MP	7
	3) Variabilités spatiales	9
	4) Relation avec la granulométrie	12
IV.	Discussion	13
	1) Limite de la méthode utilisée	13
	2) Concentration en MP sur le site d'étude	14
	3) Couleurs et tailles	16
V.	Conclusion	18
	Annexes	19
	Photographies de l'études	22
	Bibliographie	24

I. Introduction

Généralités

Les plastiques sont constitués de polymères organiques synthétiques, produits par la polymérisation de monomères provenant de pétrole, de gaz ou de charbon. Il existe plusieurs familles de plastiques en fonction des motifs moléculaires répétés et des additifs ajoutés qui leurs donnent leurs caractéristiques physico-chimiques.

Le plastique est un matériau très utilisé par les sociétés humaines depuis sa commercialisation dans les années 1950. Sa production mondiale a augmenté de plus de 600% depuis quatre décennies (360 millions de tonnes en 2018 ; Plastic Europe, 2019). Cependant, chaque année environ 47% des déchets plastiques mondiaux ne sont pas pris en charge correctement et se retrouvent dans l'environnement (Lebreton & Andrady, 2019). Il est estimé que les débris plastiques représentent 60 à 80% des débris marins (Moore, 2008).

L'accumulation de déchets plastiques dans les gyres sont une conséquence de ce mauvais traitement des déchets mais ne représente que la partie visible du problème. Sous la pression des conditions environnementales (U.V., chaleur, vents/vagues ...), les plastiques se fragmentent en de plus petites unités appelées microplastiques (MP ; < 5 mm). Les MP provenant de cette dégradation sont dits secondaires (Ryan *et al.*, 2009) tandis que ceux fabriqués intentionnellement à cette taille sont dits primaires (notamment des billes provenant de l'industrie cosmétique ; Fendall & Sewell, 2009). Il a été montré que ces MP sont significativement plus abondants que les macroplastiques (Cózar *et al.*, 2014). Des études ont estimé leur nombre entre 5,25 et 51 milliards de milliards à la surface des océans (Eriksen *et al.*, 2014 ; Van Sebille *et al.*, 2015)

Distribution des microplastiques

Aujourd'hui les MP sont ubiquistes. Leur faible masse et leur résistance leur permettent d'atteindre des endroits très éloignés de la présence humaine, et leur densité (variable selon le type de polymères) leur permet soit de couler, soit de flotter à la surface. C'est pourquoi les différentes études menées dans les eaux tropicales et polaires, à la surface ou dans les fonds marins, ont toutes montré une contamination en MP (Desforges *et al.*, 2014 ; Van Cauwenberghe *et al.*, 2013a ; Cole *et al.*, 2011).

Cette contamination de la matrice environnementale est suivie d'une contamination des compartiments biologiques associés. Toutes les espèces sont potentiellement impactées car lorsqu'un plastique se dégrade en petites unités, ces dernières deviennent biodisponibles pour toute une gamme de petites espèces comme les bivalves, annélides ou rotifères (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015 ; Cole, 2016), et même pour certaines algues (Sundbæk *et al.*, 2018).

Une fois ingérés, les MP peuvent atteindre des espèces de niveaux trophiques supérieurs via les relations de prédation (Gutow, *et al.*, 2016 ; Farrell & Nelson, 2013) et ainsi contaminer de plus grandes espèces (Nelms *et al.*, 2018). Ce transfert trophique atteint même l'Homme puisque des MP sont retrouvés dans les espèces marines les plus cultivées et les plus pêchées (Walkinshaw *et al.*, 2020).

Problèmes pour les espèces contaminées

La dangerosité des MP est à la fois physique (étouffement) et chimique. Leur toxicité chimique est due d'une part aux additifs ajoutés lors de leur fabrication, comme par exemple les phtalates qui sont des perturbateurs endocriniens (Talsness *et al.*, 2009), et d'autre part aux contaminants (e.g. métaux lourds et polluants organiques persistants) qu'ils sont capables d'adsorber dans l'environnement. De plus, ils représentent un support pour des micro-organismes potentiellement pathogènes (Frère *et al.*,

2018). Il faut donc voir les MP comme de potentiels vecteurs de composés toxiques et de pathogènes qui rentrent directement en contact avec les organismes, en entraînant des perturbations.

Ces perturbations peuvent être très variées avec dans certains cas des effets morphologiques et/ou hormonaux. Les effets les plus fréquemment rencontrés sont une baisse de l'activité de locomotion et d'alimentation, et une diminution de la taille des œufs, entraînant une perte de fitness (Cole *et al.*, 2015 ; Sussarellu *et al.*, 2016 ; Wright *et al.*, 2013). Sur l'Homme, une exposition chronique à des additifs comme le bisphénol A (BPA) peut conduire à des maladies cardiaques, du diabète et des perturbations hormonales (Lang *et al.*, 2008).

Nécessité d'un protocole standardisé

L'impact des MP est donc considéré comme un problème majeur pour la biodiversité et la fonctionnalité des écosystèmes marins (Derraik, 2012). La nécessité de faire un état des lieux de cette contamination a très vite été mise en avant et de nombreuses études ont été menées pour quantifier la concentration de MP dans l'environnement.

Cependant un véritable problème existe : le manque de standardisation entre les études, allant de la définition d'un MP à un protocole commun à suivre.

Sur ce premier point, plusieurs tailles limites sont utilisées pour définir un MP. Si la taille < 5 mm a été proposée comme la limite standard pour un MP (Arthur *et al.*, 2009), certains auteurs préfèrent une taille < 1 mm qui correspond par définition au préfixe « micro » (Claessens *et al.*, 2011 ; Van Cauwenberghé *et al.*, 2013b). D'autres tailles sont retrouvées ponctuellement comme < 10 mm (Graham & Thompson, 2009) ou < 2 mm (Ryan *et al.*, 2009).

De la même façon de nombreuses méthodes existent pour extraire les particules de MP des prélèvements. La méthode la plus utilisée est l'extraction par densité à l'aide d'une solution saturée en NaCl car elle est bon marché et a peu d'impacts sur l'environnement (Hanvey *et al.*, 2017). Cependant, cette solution ayant une faible densité, tous les MP d'un prélèvement ne peuvent pas être extraits. C'est pourquoi d'autres auteurs utilisent des solutions plus denses (comme le NaI, ZnCl₂ ou le SPT : Polytungstate de sodium), qui sont plus efficaces pour récupérer les MP, mais plus chères et donc moins utilisées (Imhof *et al.*, 2016 ; Van Cauwenberghé *et al.*, 2013b ; Zang *et al.*, 2016).

Toutes ces études sont intéressantes car elles permettent de mieux comprendre les patterns de répartition au niveau local, mais le manque d'homogénéité des protocoles entre sites d'études ne permet pas d'avoir des résultats comparables au niveau global.

Basé sur des travaux comme Hildago-Ruz *et al.* (2012), Besley *et al.* (2017), et les recommandations du groupe d'experts européens sur les déchets marins mis en place pour les besoins de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM (Galvani *et al.*, 2013), le Centre de documentation de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE) propose un protocole de surveillance des MP dans le sédiment des plages, applicable au niveau national. C'est un protocole facilement applicable qui permettra d'harmoniser les données au niveau du territoire français. Il est détaillé dans la partie 2.

Cette étude vise à donner un premier aperçu de la contamination microplastique du sédiment de plage en :

- (1) quantifiant et en décrivant morphologiquement les MP à différents niveaux bathymétriques (variabilité spatiale) ;

- (2) mettant en relation la concentration des MP avec la granulométrie du sédiment, dans le but de déterminer les préférences granulométriques d'accumulation des MP.

II. Matériels et méthodes

1) Zone d'étude et stations d'échantillonnage

Ce travail a été réalisé en fond de baie de Saint-Brieuc (Golfe Normand-Breton, France) qui correspond à un estran sableux d'une surface de 3000 hectares. L'estran s'étend vers les terres via l'anse d'Yffiniac à l'ouest et l'anse de Morieux à l'est. La baie s'inscrit dans une matrice environnementale anthropisée, avec une forte urbanisation des côtes et une utilisation de la baie par différentes activités (activités portuaires, mytiliculture, pêche à pied, équitation, randonnées).

Différents habitats sont connectés à l'estran. Les prés-salés, le port et l'ancienne décharge à ciel ouvert se retrouvent sur l'anse d'Yffiniac, et l'estuaire du Gouessant et les bouchots sur l'anse de Morieux (fig. 1).

Trois stations d'échantillonnage ont été positionnées dans chaque anse à trois niveaux bathymétriques différents : le supralittoral, le médiolittoral et l'infralittoral (fig. 1). Chaque station (transect de 100m) est située sur une zone sédimentaire homogène (Sturbois & Ponsero, 2014).

Les stations en supralittoral sont situées sur la ligne de haute mer correspondant à un coefficient de marée de 80. En médiolittoral elles sont situées sur la ligne de mi-marée et en infralittoral proche de la ligne de basse mer (0m).

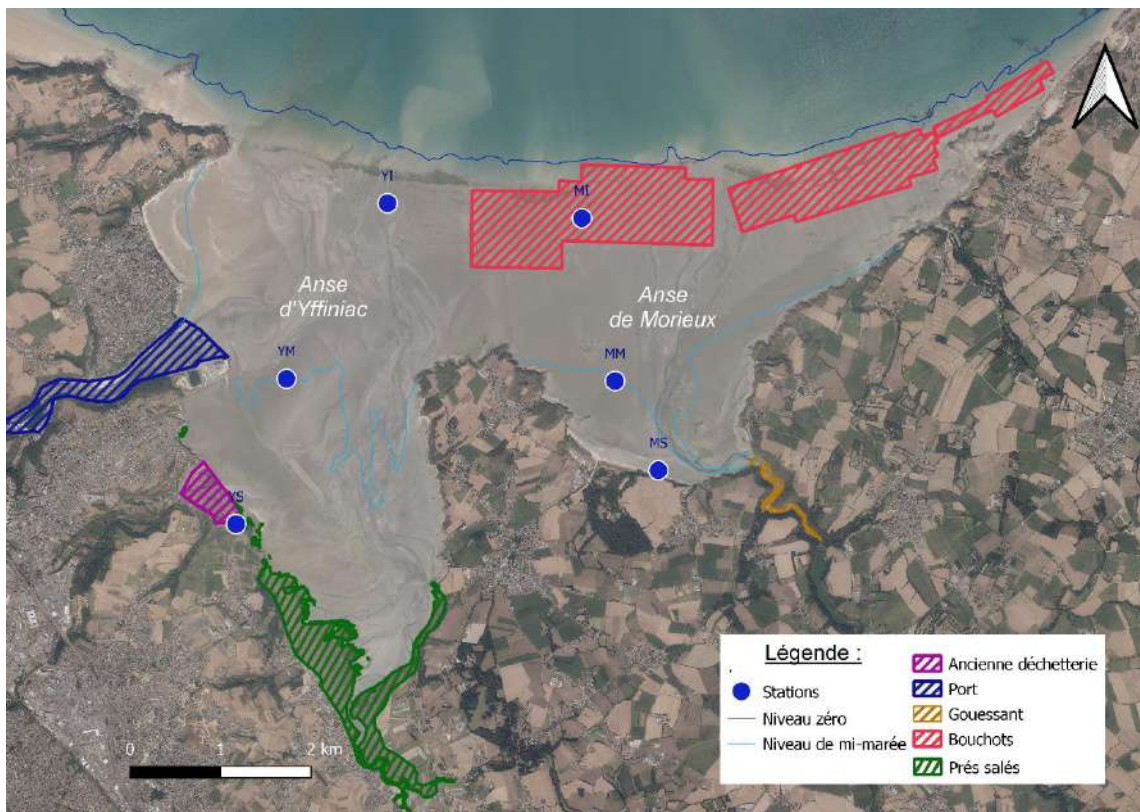


Figure 1 : Carte de la zone d'étude montrant les différents habitats et les stations d'échantillonnages (voir Annexe 1 pour les coordonnées géographiques).

2) Méthode d'échantillonnage

Les protocoles de prélèvement et de traitement des échantillons suivent la méthode standardisée proposée par le Cedre.

a) Prélèvements microplastiques

Une station d'échantillonnage correspond à un transect de 100 mètres découpé en quatre tronçons de 25m. Quatre carottes de 0,25L sont prélevées dans chaque tronçon (tous les 6m), mélangées puis sous-échantillonnées à 0,3L pour former un prélèvement (schéma 1).

A la différence du protocole de suivi OSPAR microplastiques, les quatre prélèvements ne seront pas regroupés mais formeront les quatre répliquats de la station.

Au laboratoire les prélèvements ont été stockés au congélateur à -20°C.

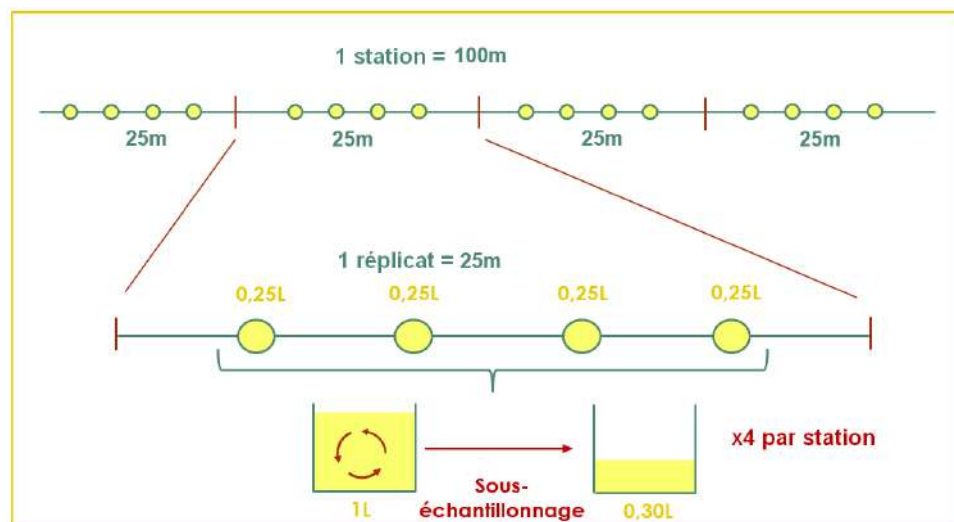


Schéma 1 : Schéma du protocole d'échantillonnage

b) Prélèvements granulométriques

Une seule carotte de sédiment (0,3 L) a été récupérée à chaque station car les caractéristiques sédimentaires ont été considérées comme homogènes sur une longueur de 100 mètres.

3) Traitement des échantillons

a) Récupération des microplastiques

Préparation

Les prélèvements ont été séchés à l'étuve à 50°C. Une fois sec, les prélèvements ont été pesés pour ensuite exprimer les résultats par kilogramme de sédiment sec.

Extraction

L'extraction des MP s'est faite par gravité via une solution saturée en NaCl pure dépourvue de plastique (360g/L). Le principe est que les particules de plastique moins denses que la solution salée vont flotter dans le surnageant tandis que le sédiment va rester au fond.

250 mL d'eau saturée en NaCl ont été mélangés à chaque prélèvement, puis après minimum de cinq heures de repos, le surnageant a été filtré sur un filtre Whatman (\varnothing 0,47 μ m) dans une colonne à vide. Les filtres ont été séchés à l'air puis observés sous loupe binoculaire. Ce procédé a été répété trois fois pour chaque prélèvement (trois extractions).

Identification

L'identification s'est faite à l'aide d'une loupe binoculaire x40. Chaque MP a été comptés puis la forme (fibre ou fragment) et la couleur (Bleu/noir, rouge, transparent) ont été renseignées. Les MP ont également été photographiés puis mesurés à l'aide du logiciel ImageJ pour obtenir la longueur de chaque MP.

b) Récupération des caractéristiques sédimentaires

Pour obtenir la granulométrie, la fraction fine (<63 μ m) a été séparée du prélèvement par rinçage sur tamis, séchée puis pesée. Le reste du prélèvement a été séché à l'étuve à 60°C puis séparé par une colonne granulométrique contenant 18 tamis (2000, 1600, 1250, 1000, 800, 630, 500, 400, 315, 250, 200, 160, 125, 100, 80, 63, 50, 40 μ m). Chaque tamis a ensuite été pesé plein et vide pour obtenir la masse de sédiment pour chaque classe de taille.

Les taux d'humidité et de matière organique ont été récupérés via la méthode de la perte à la chaleur. Cette méthode consiste à faire sécher à l'étuve puis brûler au four le sédiment, la perte de masse après passage à l'étuve renseigne le taux d'humidité et après passage au four le taux de matière organique.

4) Contrôles et mesures de précaution

Pour éviter une contamination des prélèvements lors du travail en laboratoire, plusieurs mesures de précaution ont été prises. (1) Les échantillons ont toujours été recouverts d'un papier aluminium une fois sortis du congélateur. (2) Lors des différentes étapes de traitement des prélèvements (passage à l'étuve, temps de repos, filtration), un blanc a été placé avec les échantillons afin de prendre en compte les potentielles contaminations externes. Les MP trouvés sur le blanc ont été déduits des échantillons qu'il contrôlait. (3) De la même manière, une boîte de Pétri remplie d'eau a été placée à côté de l'examineur lors de l'identification, et a été vérifiée entre chaque filtre. Les MP trouvés sur le blanc ont été déduits du nombre total de MP trouvés sur le filtre. (4) Les ustensiles utilisés ont été lavés avant et après utilisation. (5) Une blouse en coton a été portée tout le long des analyses en laboratoire.

5) Analyse des données

Avant de commencer les analyses, les données des trois filtrations de chaque réplicat ont été sommées, puis toutes les valeurs ont été ramenées en kilogramme de sédiment sec. Pour les variables couleurs, formes et tailles, les valeurs ont ensuite été ramenées en pourcentage d'occurrence de la station.

Les tailles mesurées ont été regroupées dans un premier temps dans des classes de tailles de 200 µm, puis pour les analyses, dans les trois classes de tailles suivantes : [0,1-0,3] mm, [0,3-1] mm, [1-5] mm (classes de tailles utilisées par le Cedre).

Les caractéristiques sédimentaires de chaque station ont été récupérées à l'aide du package granstat, à savoir le taux de vase, de sable et de gravier.

Pour étudier la variabilité spatiale, les anses ont été séparées dans les analyses.

La variabilité spatiale des variables « Concentration », « Couleur » et « Taille » a été analysée par des comparaisons de moyennes entre les trois niveaux bathymétriques (supra, médio et infralittoral) et entre les deux anses (Morieux et Yffiniac). Dans le premier cas (trois moyennes), des anovas ont été réalisées lorsque les données respectaient les conditions de normalité et d'homoscédasticité et si non, des tests de Kruskal-Wallis ont été choisis. Dans le deuxième cas (deux moyennes), ce sont des tests de Student ou de Wilcoxon qui ont été choisis selon les conditions de normalité et d'homoscédasticité des données.

Un modèle linéaire a été réalisé entre la concentration de MP et les caractéristiques sédimentaires pour étudier la relation entre granulométrie et accumulation de MP.

Tous les tests ont été réalisés sous R (version 3.6.1) avec un seuil de significativité de 0,05.

III. Résultats

1) Contrôle de la contamination

Les contrôles, qui ont suivis de la même manière le protocole que les prélèvements, permettent de quantifier la contamination du laboratoire. Mis à part le premier contrôle où un plus grand nombre de fibres transparentes sont retrouvées, la contamination reste faible et constante. Pour corriger cette contamination, les MP trouvés sur les contrôles ont été déduits des échantillons qu'ils contrôlent (Fig.2).

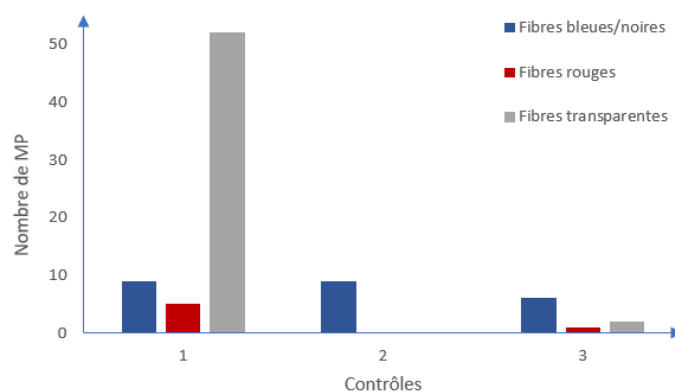


Figure 2 : Nombre total de MP compté sur les trois contrôles

2) Description des MP

Sur la zone d'étude, toutes les stations sont contaminées par des MP. Le nombre de MP trouvé par kg de sédiment sec atteint la moyenne de 284 ± 162 sur l'ensemble de la zone d'étude, variant de 64 à 684. La majorité des MP trouvés sont des fibres (99%). Les principales couleurs trouvées sont bleue/noire, rouge et transparente, avec une large dominance du bleu/noire (79%, tab. 1).

Tableau 1 : Pourcentages d'occurrence des couleurs et formes trouvées sur l'ensemble de la baie

	Couleurs					Formes	
	Rouge	Bleu/noir	Transparent	Vert	Violet	Fibre	Fragment
% d'occurrence	9,0	79,0	11,0	0,7	0,4	98,7	1,3

Les MP trouvés les plus abondants sont compris dans la classe de taille [0,6-0,8]mm (fig. 3). La courbe montre un pic de pourcentage d'abondance supérieur à 10% entre 0,2 et 1 mm, puis diminue progressivement au fur et à mesure que la taille augmente. Les tailles supérieures à 5 mm ne sont montrées qu'à titre indicatif, mais ne sont pas considérées comme des microplastiques.

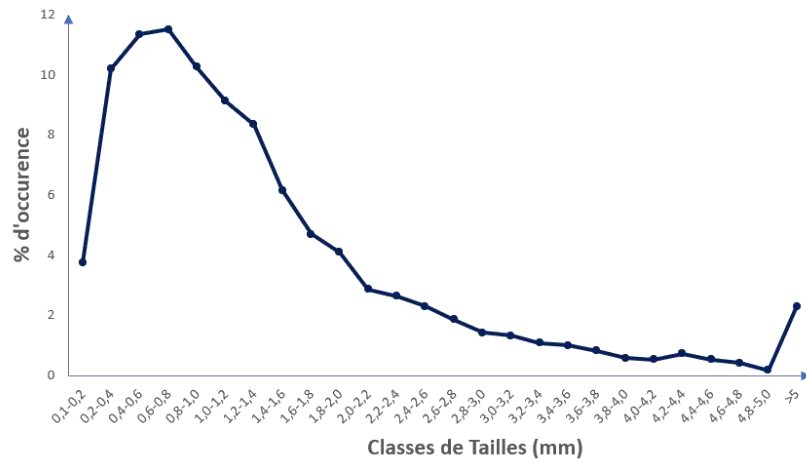


Figure 3 : Pourcentage d'occurrence des MP distribués selon 26 classes de tailles de 200 microns.

3) Variabilités spatiales

a) Concentration des MP

Aucune différence significative de la concentration des MP n'a été trouvée suivant le mer/côte (anova, $p > 0,05$; Kruskal-Wallis, $p > 0,05$) et entre les anses (Wilcoxon, $p > 0,05$). Cependant, entre les deux anses, des tendances différentes semblent être observées. Dans l'anse d'Yffiniac, les plus fortes valeurs de concentration sont retrouvées en infralittoral (~700 MP/ kg de sédiment sec, fig. 4), tandis que dans l'anse de Morieux, c'est en supralittoral qu'on retrouve la plus forte concentration (~550 MP/ kg de sédiment sec, fig. 4). Par ailleurs, il y a significativement plus de MP observés en supralittoral dans l'anse de Morieux (~500 MP/kg de sédiment sec) par rapport à l'anse d'Yffiniac (~200 MP/kg de sédiment sec) (Student, $p < 0,05$).

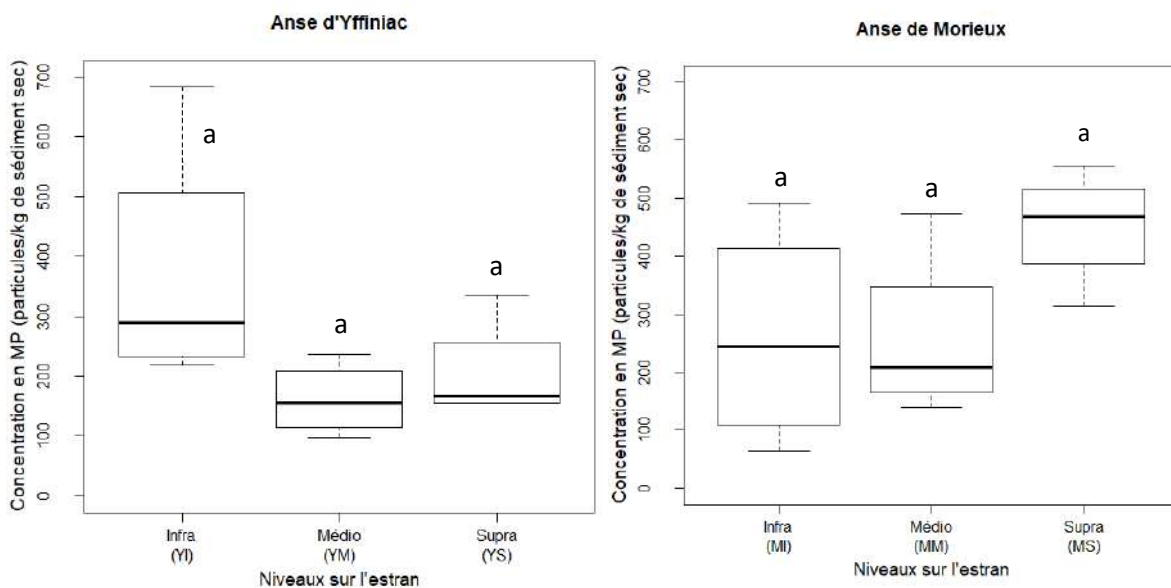


Figure 4 : Variabilités de la Concentration de MP à chaque niveau bathymétrique pour les deux anses (n=4 pour chaque niveau ; voir Annexes 2 et 3 pour les valeurs)

La non significativité des tests est due à la grande variabilité de MP trouvés sur un même site. Le site qui illustre mieux cela est l'infralittoral dans l'anse de Morieux (MI), où une différence de 500 MP/ kg de sédiment sec est observée entre des répliqués éloignés de seulement quelques dizaines de mètres.

b) Couleurs

Le pattern de répartition des couleurs sur l'estran est variable selon la couleur choisie. Le tableau 2 récapitule les résultats des comparaisons de moyennes en fonction des couleurs et des anses.

Tableau 2 : Résultats des tests des comparaisons de moyennes pour les trois modalités de la variable couleur, entre les trois niveaux bathymétriques de chaque anse et entre les anses.

(Légende : ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; . = $p > 0,05$; \emptyset = $p > 0,1$)

Entre les niveaux	Rouge	Bleu/Noir	Transparent
- Anse d'Yffiniac	.	**	*
- Anse de Morieux	.	.	.
Entre les anses	\emptyset	\emptyset	\emptyset

Pour l'anse de Morieux, la proportion de MP bleus/noir, rouges et transparents est identique entre le supra, médio et l'infra littoral (anova, $p > 0,05$). En revanche pour l'anse d'Yffiniac, les trois couleurs semblent suivre des patterns de distribution (tab. 2).

En supra et en l'infra littoral, la couleur bleue/noire se retrouve significativement plus qu'en médiolittoral (anova, $p < 0,01$) tandis que le pattern inverse est observé pour la couleur transparente (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$; fig. 5). La couleur rouge est distribuée aléatoirement entre les niveaux bathymétriques (anova, $p > 0,05$).

Le médiolittoral est le niveau sur l'estran où il y a la plus grande variabilité des proportions de couleurs trouvées, notamment pour les couleurs rouges et bleus/noirs, où cette variabilité entre les réplicats peut atteindre 30%.

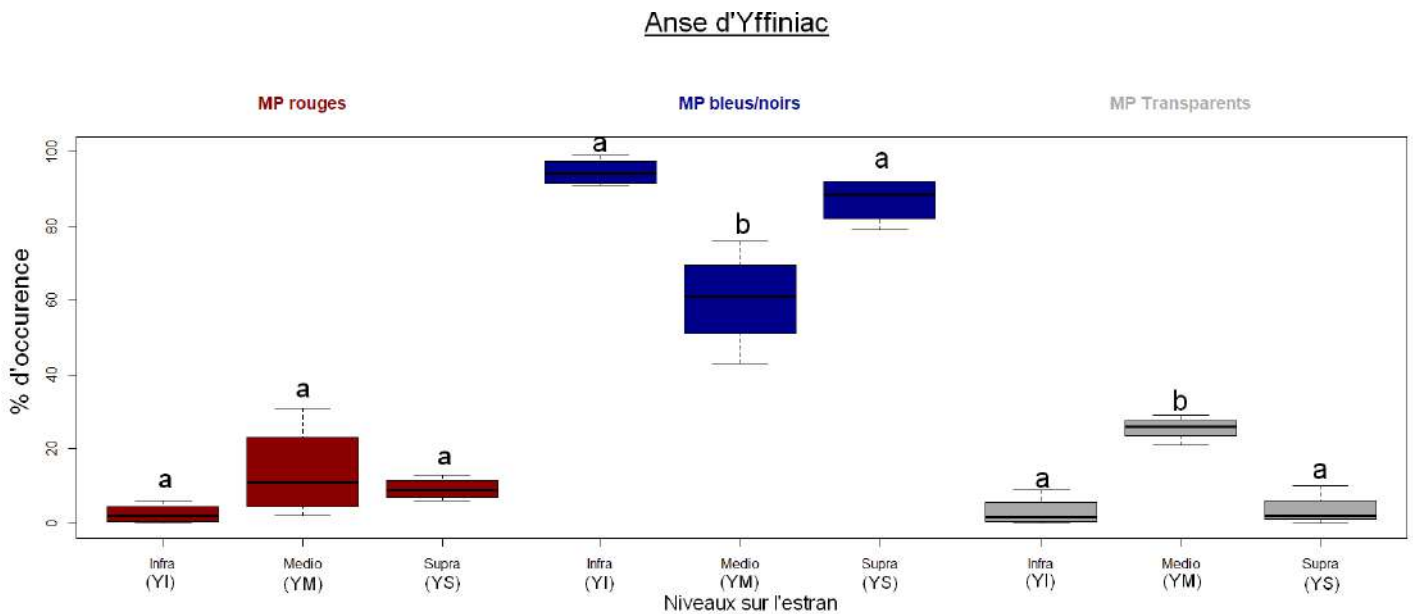


Figure 5 : Variabilités du pourcentage d'occurrence des trois couleurs à chaque niveau bathymétrique pour l'anse d'Yffiniac (n=4 pour chaque boxplot ; voir annexe 2 pour les valeurs).

c) Tailles

Sur l'estran, des patterns de distributions semblent être observés en fonction de la classe de taille (tab. 3). Comme pour les couleurs, cette variabilité spatiale ne se retrouve pas sur l'anse de Morieux ni entre les anses (anova, $p > 0,05$; test de Student $p > 0,05$).

Tableau 3 : Résultats des tests des comparaisons de moyennes pour les trois modalités de la variable taille, entre les trois niveaux bathymétriques de chaque anse et entre les anses.

(Légende : ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; . = $p > 0,05$; \emptyset = $p > 0,1$)

<u>Entre les niveaux</u>	[1-5]mm	[0,3-1]mm	[0,1-0,3]mm
- Anse d'Yffiniac	**	\emptyset	**
- Anse de Morieux	\emptyset	\emptyset	\emptyset
<u>Entre les anses</u>	\emptyset	.	\emptyset

Sur l'anse d'Yffiniac, il y a en termes de proportion dans les prélèvements, plus de MP de grandes tailles en supra qu'en infralittoral (anova, $p < 0,05$; fig. 6). Le pattern inverse est retrouvé pour les MP de petites tailles, qui se retrouvent plus en infra qu'en supralittoral (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

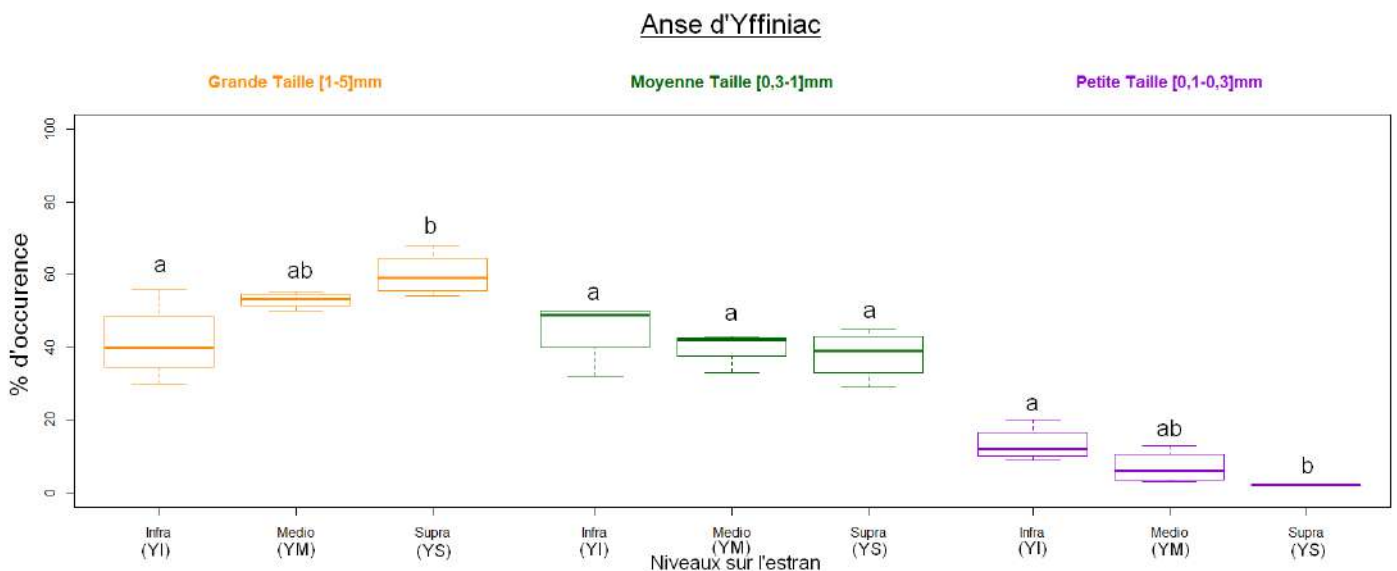


Figure 6 : Variabilités du pourcentage d'occurrence des trois classes de taille à chaque niveau bathymétrique pour l'anse d'Yffiniac (n=4 pour chaque boxplot ; voir Annexe 2 pour les valeurs)

4) Relation avec la granulométrie

La mise en relation des variables sédimentaires avec la concentration de MP ne montre aucune corrélation exceptée pour le % de vase (Tab. 4).

Tableau 4 : Résultats des régressions linéaires entre la concentration de MP et les variables sédimentaires à l'échelle de la zone d'étude.

(Légende : ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$; . = $p > 0,05$; \emptyset = $p > 0,1$)

	Vase (%)	Sable (%)	Gravier (%)	MO (%)	H ₂ O (%)
Zone d'étude	**	\emptyset	\emptyset	\emptyset	\emptyset

Cette corrélation est sous forme d'une relation inverse entre la concentration de MP et le taux de vase présent dans les prélèvements (fig. 7). Cette relation signifie que plus le taux de vase augmente, moins de MP est présent par kg de sédiment sec (régression linéaire, $R^2 : 0,3$, $p < 0,01$).

Le pourcentage de vase reste relativement faible sur l'ensemble des stations avec des valeurs comprises entre 0,4 et 1,4%.

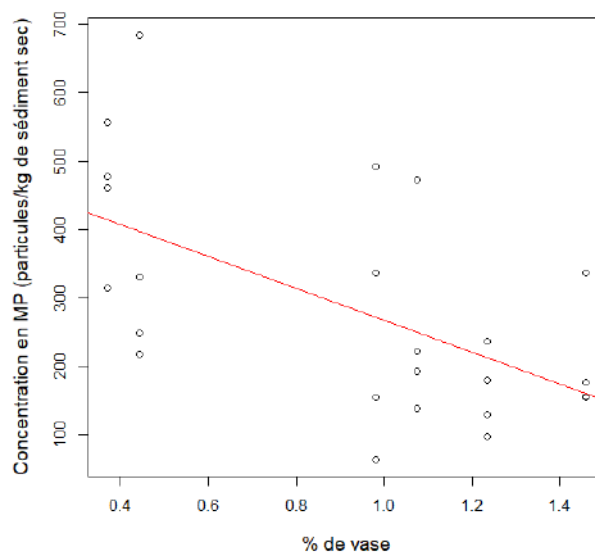


Figure 7 : Régression linéaire entre la concentration de MP et le pourcentage de vase

IV. Discussion

1) Limite de la méthode utilisée

La méthode utilisée, à savoir l'identification visuelle, a plusieurs avantages. C'est une méthode facile à mettre en place, peu chère et utilisée par un grand nombre d'études (Wang & Wang, 2018). Cependant, ce n'est pas la méthode optimale pour étudier les microplastiques. En effet les MP ne sont pas toujours bien identifiables à la loupe binoculaire, ce qui peut engendrer une sous/surestimation du nombre de MP avec un taux d'erreur compris entre 20 et 70% (Eriksen *et al.*, 2013 ; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Malgré les conseils suivis lors de l'identification, à savoir :

- (1) Aucune structure organique ne doit être visible sur les particules ;
- (2) Les fibres doivent être de même forme tout leur long ;
- (3) Les particules doivent être colorées de façon homogène ;

l'identification visuelle dépend fortement de :

- (1) L'observateur
- (2) La qualité et le grossissement du microscope
- (3) La matrice de l'échantillon (sable fin, vaseux, taux de matière organique)

(Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012)

Dans notre étude, il est probable que des erreurs d'identification conduisent à une surestimation de la concentration en plastique et donc, les concentrations annoncées doivent être utilisées avec précaution. Néanmoins, elles permettent d'avoir un ordre de grandeur à l'échelle de la baie, des anses et des stations. De plus, même si des fibres non-plastiques ont été prises en compte (laine, coton, lin...), certains auteurs les considèrent comme polluants au même titre que les plastiques. En effet, elles sont fabriquées par l'Homme, introduites dans le milieu naturel et peuvent être ingérées par les organismes provoquant des effets indésirables (Song *et al.*, 2015).

Des méthodes complémentaires sont donc conseillées pour préciser les résultats, comme des méthodes de spectroscopie (de Raman ou à infrarouge transformée de Fournier) permettant de récupérer les spectres chimiques et donc de minimiser les chances de mauvaises identifications. Cependant ces méthodes (utilisées dans le protocole du Cedre) sont beaucoup plus coûteuses et n'ont pas été utilisées ici. En effet l'idée de cette étude est d'avoir un premier aperçu des MP en baie, avec des méthodes simples et facile d'accès.

Taille de l'échantillonnage

L'étude des microplastiques est très coûteuse en temps, notamment la lecture des filtres, avec pour chaque répliat, trois filtres à observer. Cette forte exigence de temps à allouer à l'identification des MP va conditionner le nombre de stations pouvant être traitées dans un temps limité. Dans cette étude seulement six stations ont pu être comparées, représentant 24 prélèvements et 72 filtres à observer. Bien entendu, augmenter le nombre de stations par exemple en doublant les stations à chaque niveau bathymétrique, aurait pu préciser les résultats et améliorer la robustesse statistique.

2) Concentration en MP sur le site d'étude

Mise en perspective à travers l'Europe

La concentration moyenne à l'échelle du site d'étude, de 284 ± 162 MP/kg de sédiment sec, est comparable à ce qui est trouvé sur d'autres plages d'Europe.

Lots *et al.* (2017) ont comparé la pollution microplastique entre plusieurs plages européennes. Leurs résultats montrent que sur vingt-trois plages, trois présentent une concentration similaire à la baie de Saint-Brieuc (entre 200 et 300 MP/kg de sédiment sec), dix-sept une concentration inférieure (dont deux plages en Normandie : 156 et 143 MP/kg de sédiment sec), et trois plages une concentration supérieure. Cela signifie que mise à part les trois concentrations extrêmes (toutes supérieures à 700 MP/kg de sédiment sec), notre zone d'étude semble être située dans les concentrations un peu plus élevées en Europe.

D'autres études situées sur la façade Manche-Atlantique viennent confirmer ce résultat. Sur les côtes belges, la pollution est de 97 ± 18 MP/kg de sédiment sec et d'environ 31 pour les plages estuariennes du Royaume-Uni (respectivement Claessens *et al.*, 2011 ; Thompson *et al.*, 2004). Dans le golfe de Gascogne, des concentrations similaires à notre site d'étude sont trouvées (Masià *et al.*, 2019). Néanmoins, cette mise en perspective semble indiquer une plus grande pollution microplastique en fond de Baie de Saint-Brieuc.

Cette concentration élevée de MP trouvée dans le sédiment de la baie peut s'expliquer par la matrice environnementale anthropisée dans laquelle s'inscrit la baie. Il a été montré que la concentration en MP est corrélée avec la densité de la population vivant à proximité (Brown *et al.*, 2011). D'autres facteurs comme les activités de pêche, d'aquacultures et les rejets des eaux usées sont sources de MP, notamment sous forme de fibres (Devriese *et al.*, 2015).

Cependant, cela ne suffit pas à expliquer la différence de concentration de microplastique observée entre les sites. En effet, certains sites (par exemple en Rade de Brest) ont eux aussi des activités anthropiques sources de MP. Comme Clark *et al.* (2016) l'expliquent, la distribution spatiale et le devenir à long terme des MP n'est pas encore bien compris et dépend de plusieurs facteurs comme la composition des MP et des conditions environnementales locales (Andrady, 2017 ; Herrera *et al.*, 2017).

Une dominance de fibres

Comme dans plusieurs études visant la contamination du sédiment, les principaux MP trouvés sont des fibres (Dodson *et al.*, 2020 ; Claessens *et al.*, 2011 ; Maes *et al.*, 2017). Ces résultats confirment le fait que la première forme de pollution microplastique se fait sous forme de fibres (Cole, 2016). Les principales sources de fibres synthétiques sont les lavages de vêtements, les activités de pêche comme le draguage et les activités d'aquaculture, où le matériel plastique utilisé peut se fractionner avec l'usure (Devriese *et al.*, 2015 ; Cole, 2016).

Sur notre zone d'étude, il y a plusieurs cours d'eau qui se jettent dans la baie (pouvant transporter des fibres provenant d'activités terrestres), du draguage est réalisée et des bouchots mytilicoles sont présents. Il est cependant difficile de retracer l'origine des MP, du fait du grand nombre de chemins possibles jusqu'au sédiment.

Très peu de fragments ont été trouvés dans le sédiment, ce qui corrobore les résultats de Maes *et al.* (2017), qui trouve que la plupart des fragments flottent dans la colonne d'eau. Comme ils l'indiquent, le fait que plus de fibres soient retrouvées dans le sédiment par rapport aux fragments peut s'expliquer par la composition chimique des fibres plus dense que l'eau de mer et donc sédimentant plus facilement (Cheung & Fok, 2016).

Cependant à d'autres endroits, ce sont des fragments qui sont retrouvés en plus grand nombre dans le sédiment (Herrera *et al.*, 2017 ; Wilkens *et al.*, 2020). Cela montre une fois de plus l'importance des conditions environnementales du site d'étude sur la sédimentation des MP, déjà évoquée au point précédent.

Variabilités spatiales

Nos résultats montrent une grande variabilité à quelques kilomètres de distance (inter stations) mais également sur quelques dizaines de mètres (intra stations). Cette variabilité de la concentration de MP est retrouvée dans beaucoup d'autres études et renforcent le caractère hétérogène déjà connu de la répartition des MP dans le sédiment (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013 ; Claessens *et al.*, 2011).

Cette grande variabilité intra et inter stations explique la non significativité des tests de comparaison de moyennes. Néanmoins les médianes de chaque station (fig. 3) montrent des tendances différences en fonction des anses. En effet, il y a une augmentation du nombre moyen de MP trouvé en supralittoral de l'anse de Morieux alors que dans l'anse d'Yffiniac, c'est en infralittoral que cette moyenne augmente. Peut-être que ces tendances se confirmeraient avec un plus grand nombre de stations.

Ce pattern de répartition est retrouvé par d'autres auteurs, où l'accumulation de MP se fait différemment au sein d'une même zone d'étude (Mathalon & Hills, 2014 ; Liebezeit & Dubaish, 2012). Ces auteurs expliquent cette différence par le mode d'exposition aux vagues/vents plus ou moins prononcées dans les zones étudiées. Ils trouvent que dans les zones abritées, la plus grande concentration de MP est située sur la ligne de basse mer tandis que pour les zones exposées, plus de MP sont observés sur la ligne de haute mer. Cette explication peut être transposée à notre site d'étude. En effet, due à leur morphologie les deux anses présentent des conditions d'exposition différentes. Les stations situées dans l'anse d'Yffiniac (supra et médiolittoral) semblent plus abritées de l'action des vents/vagues que les stations situées dans l'anse de Morieux. Cette hypothèse peut se vérifier en regardant la variation du nombre de MP en fonction du pourcentage de vase.

Mise en relation avec la granulométrie

La mise en relation de la concentration en MP avec le taux de vase (fig.7) montre une relation, même si faible, entre ces deux variables ($R^2 = 0,3$, $p < 0,01$). Cette relation indique que plus le taux de vase est élevé, moins il y a de MP. Les deux stations ayant les plus forts taux de vase sont situées en supra et en médiolittoral de l'anse d'Yffiniac. Or, le taux de vase peut traduire d'une plus faible courantologie, liée à un mode d'exposition abrité. Ainsi, il est possible que l'énergie tidale dans l'anse d'Yffiniac soit plus faible et donc transporte de façon moins importante les MP vers les côtes.

Mis à part le taux de vase, la concentration en MP n'est pas corrélée avec les autres variables sédimentaires (Tab. 4). Dans la littérature, ces relations varient fortement entre les sites d'étude. Maes *et al.* (2017) et Vianello *et al.* (2013) ont trouvé une relation positive entre la concentration de MP avec

le taux de vase et avec le taux de matière organique, tandis que pour d'autres auteurs, aucune relation n'est trouvée (Mathalon & Hill, 2014 ; Browne *et al.*, 2011). Sur notre site d'étude, seulement une petite relation est trouvée avec le taux de vase. Cela indique que d'autres variables jouent un rôle dans la répartition des MPs, pouvant être liées aux sources de pollution locales, aux interactions avec la faune, ou à l'action des vagues/vents.

Le supralittoral : différent entre l'anse d'Yffiniac et l'anse de Morieux

Nos résultats montrent que comparé à l'anse d'Yffiniac, le supralittoral de l'anse de Morieux a significativement plus de MP. Cette différence dans l'anse de Morieux, pourrait s'expliquer par la présence de bouchots mytilicoles qui constituent une source importante de production de microplastique (fragmentation des matériaux utilisés sous l'action combinés du différents facteurs (houle, UV, vent...))

Le supralittoral de l'anse d'Yffiniac ne montre pas plus de MP que les autres niveaux bathymétriques, ce qui indique que l'ancienne décharge à ciel ouvert n'influence pas le nombre de MP trouvé dans le sédiment. Or les déchets plastiques sont bien présents et refont surface sur cette ancienne décharge aujourd'hui remblayée. Il est possible que les matrices sédimentaire et végétale emprisonnent ces déchets plastiques et limitent leur dispersion.

3) Couleurs et Tailles

Une dominance du bleu et du noir

Les principales couleurs trouvées sont bleue/noire (79%) suivi de transparente (11%) et de rouge (9%). Cette plus forte proportion de bleue/noire est retrouvée dans d'autres études (Lots *et al.*, 2017 ; Alomar *et al.*, 2016), et pourrait être expliquée par les comportements de prédation des organismes marins.

En effet, Shawn & Day (1994) ont montré que la couleur conditionne fortement le taux de prédation des MP par les organismes. Les couleurs blanche et transparente semblent être plus confondues avec des proies. Ainsi, certains auteurs émettent l'hypothèse que la moins grande proportion de couleur blanche/transparente serait due au stockage de ces MP par les organismes marins, tandis que les MP de couleur bleue moins attractifs, auraient plus de chance de sédimenter (Gago *et al.*, 2018). Cependant, les études portant sur la faune marine montrent que la couleur bleue est la principale couleur ingérée (Rezania *et al.*, 2018). Une autre explication serait que les couleurs retrouvées sur un site d'étude dépendent des sources locales de pollution plastique (Zhu *et al.*, 2018).

Ce que nous apprend la couleur ici c'est que la faible diversité de MP (forte dominance du bleu et du noir couplée à une quasi-totalité de fibre), peut suggérer des sources de MP peu nombreuses.

Une contamination possible de la faune par les MPs

Les résultats montrent une plus grande proportion de tailles comprises entre 0,2 et 1 mm, avec un pic pour la classe de taille de [0,6-0,8]mm. Ce pic d'abondance en dessous du millimètre se retrouve également dans d'autres études (Dris *et al.*, 2016 ; Vianello *et al.*, 2013). La fraction inférieure à 0,2

mm est sûrement sous-estimée, car en dessous il est difficile de bien compter les MPs notamment via une identification visuelle (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

La taille d'un MP traduit sa biodisponibilité pour la faune marine : plus un MP est petit et plus il peut être ingéré par de petits organismes (Moore, 2008). Dans notre site d'étude, il est fortement possible que les organismes benthiques ingèrent des MP. En effet, il a été montré que les tailles retrouvées dans *Arenicola marina* peuvent aller de 1,4 à 1300 μm (Green *et al.*, 2016 ; Besseling *et al.*, 2012), autour des 250 μm pour *Hediste diversicolor* (Gomiero *et al.*, 2018) et de 1000 à 5000 μm pour *Carcinus maenas* (Watts *et al.*, 2016). Ces trois espèces sont présentes en baie de Saint-Brieuc ainsi que ces classes de taille. Une étude de la contamination sur la faune benthique pourrait vérifier ces hypothèses.

Variabilité spatiale

La répartition des couleurs et des tailles n'est pas la même entre les deux anses. Sur l'anse de Morieux, ces deux variables se répartissent de manière aléatoire entre les niveaux bathymétriques, ce qui n'est pas le cas pour l'anse d'Yffiniac. Plus de MPs grands et bleus se situent en supralittoral, plus de MPs petits et bleus en infralittoral et plus de MPs transparents en médiolittoral (fig. 5 & 6). Cette compartimentation des couleurs et des tailles sur l'estran est assez inattendue et n'est pas retrouvée dans d'autres études (Rezania *et al.*, 2018). Il est difficile de trouver une explication convaincante à cette répartition. Peut-être est-ce due à une différence dans la composition spécifique en vertébrés et en invertébrés entre les niveaux bathymétriques, qui ingéreraient des tailles et couleurs différentes (Shawn & Day, 1994). Il serait intéressant d'avoir une vision temporelle de cette répartition, pour voir si elle se maintient dans le temps. Il est important de rappeler que cette étude constitue un premier état de lieux sans vision temporelle.

V. Conclusion

Cette étude permet d'avoir un premier aperçu de la pollution microplastique du sédiment en fond de Baie de Saint-Brieuc.

Au niveau global, elle montre que le site d'étude s'inscrit parmi les sites à concentration en MP plus élevées en Europe. Néanmoins, il pourrait en être autrement dans d'autres compartiments comme par exemple dans la colonne d'eau.

Au niveau local, elle montre que tous les niveaux bathymétriques sont contaminés avec les mêmes concentrations. Les MPs sont fortement dominés par des fibres de couleur bleue/noire et de tailles inférieures à 1mm. De cette observation, deux hypothèses peuvent être émises.

- I. La première est que la faible diversité de MP suggère un petit nombre de source. Caractériser chimiquement les MP via des méthodes de spectroscopie permettrait d'apporter des éléments de réponses sur les sources de ces MP.
- II. La seconde est que la petite taille de la plupart des MPs suggère une contamination de la faune locale. Une étude visant les MPs stockés dans les organismes marins pourrait vérifier cette hypothèse.

Les relations avec les caractéristiques sédimentaires montrent que la courantologie a un effet sur la répartition des MPs, mais que d'autres facteurs structurent cette répartition. Ces facteurs peuvent être liés aux sources de pollution locales, aux interactions avec la faune, ou à l'action du vent.

Enfin, la variabilité spatiale montre une compartimentation des couleurs et des tailles dans l'anse d'Yffiniac. Il serait intéressant de voir si ce pattern observé est simplement dû à des conditions environnementales particulières avant l'échantillonnage, ou s'il se maintient dans le temps.

Cette étude apporte un premier aperçu de la contamination microplastique en fond de Baie de Saint-Brieuc mais n'est pas suffisante pour réfléchir à des mesures de gestion.

Pour pouvoir prendre des mesures de gestion, il faut pouvoir établir une évaluation du risque de cette pollution sur la faune et sur les Hommes. Une évaluation de ce risque passe par une caractérisation des MP (nature physique, chimique et toxicité) ainsi que par une vision de leur dynamique (évolution temporelle, distribution spatiale) (Kedzierski, 2017). Cette étude apporte des éléments de réponses, mais d'autres études sont nécessaires pour pouvoir réfléchir à des actions de gestion du site. Ces actions pourraient être de limiter les émissions de MP dans l'éventualité d'une contamination locale.

Annexes

Annexe 1 : Position géographique des stations (en Lambert 93)

Stations	Début du transect		Fin du transect	
	X	Y	X	Y
YS	278860,62	6839245,41	278948,00	6839195,73
YM	279420,00	6840844,00	279545,00	6840809,00
YI	280534,35	6842789,70	280181,80	6840489,10
MS	283434,63	6839840,62	283376,92	6839875,11
MM	283045,39	6840823,64	283102,49	6840628,96
MI	282655,60	6842611,40	282756,90	6842652,10

Annexe 2 : Tableau récapitulatif de la concentration, des couleurs, des formes et des tailles trouvées à chaque station sur l'anse d'Yffiniac.

Stations	Concentration en MP	Anse d'Yffiniac									
		Couleur (%)				Forme (%)		Taille (%)			
		Bleu/Noir	Rouge	Transparent	Violet	Vert	Fibre	Fragment	[1-5]mm	[0,3-1]mm	[0,1-0,3]mm
YS1	155	92	6	2	0	0	100	2	61	37	2
YS2	156	85	13	2	0	0	96	0	53	45	2
YS3	176	80	10	10	0	0	98	4	57	41	2
YS4	336	92	8	0	0	0	99	2	69	29	2
Moyenne YS	206±87	87±6	9±3	4±4	0±0	0±0	98±2	2±2	60±6	38±7	2±0
YM1	237	58	15	25	2	0	98	2	55	42	3
YM2	97	43	31	26	0	0	91	9	53	43	4
YM3	180	75	2	21	2	0	95	5	50	42	8
YM4	129	62	6	28	4	0	100	0	54	33	13
Moyenne YM	161±61	60±13	14±13	25±3	2±2	0±0	96±4	4±4	53±2	40±5	7±5
YI1	330	91	0	9	0	0	100	0	39	48	13
YI2	684	91	6	2	0	1	99	1	30	50	20
YI3	249	96	3	1	0	0	99	1	41	50	9
YI4	218	99	1	0	0	0	100	0	56	32	11
Moyenne YI	370±214	94±4	3±3	3±4	0±0	0±1	99±1	1±1	42±10	45±9	13±5
Moyenne Yffiniac	245±156	80±18	8±8	11±11	1±1	0±0	98±3	2±3	52±10	41±7	7±6

Annexe 3 : Tableau récapitulatif de la concentration, des couleurs, des formes et des tailles trouvées à chaque station sur l'anse de Morieux.

Stations	Anse de Morieux											
	Concentration en MP	Couleur (%)			Forme (%)		Taille (%)					
		Bleu/Noir	Rouge	Transparent	Violet	Vert	Fibre	Fragment	[1-5]mm	[0,3-1]mm	[0,1-0,3]mm	
MS1	314	76	13	9	2	0	100	0	54	40	6	
MS2	556	88	11	1	0	0	100	0	58	37	5	
MS3	477	82	17	1	0	0	100	0	57	33	10	
MS4	461	89	9	2	0	0	98	2	55	43	2	
Moyenne MS	452±100	84±6	13±3	3±4	1±1	0±0	99±1	1±1	56±2	8±4	6±3	
MM1	222	55	22	19	1	3	97	3	48	35	17	
MM2	193	74	18	7	1	0	93	7	60	30	10	
MM3	138	73	0	25	2	0	95	5	44	40	16	
MM4	473	79	10	9	1	1	99	1	51	42	7	
Moyenne MIM	256±148	70±11	13±10	15±8	1±1	1±1	96±3	4±3	51±7	36±5	13±5	
MI1	492	76	4	20	0	1	100	0	48	43	9	
MI2	64	81	4	15	0	4	99	1	63	24	13	
MI3	154	87	2	11	0	0	99	1	52	39	9	
MI4	336	98	0	2	1	1	100	0	47	30	23	
Moyenne MI	261±190	86±9	3±2	12±8	0±1	2±2	99±1	1±1	52±7	34±9	14±7	
Moyenne Morieux	323±166	80±11	9±7	10±8	1±1	1±1	98±2	2±2	53±6	36±6	11±6	

Photographies de l'étude



Photo 1 : Préparation d'une station en supralittoral



Photo 2 : Prélèvement d'un réplikat en médiolittoral de l'anse d'Yffiniac



Photo 3 : Prélèvement d'une carotte de sédiment



Photo 4 : Homogénéisation des quatre carottes en vue d'un sous-échantillonnage pour former un réplikat



Photo 5 : Les quatre réplikats d'une station après passage à l'étuve



Photo 6 : Mélange du sédiment avec la salure. Le surnageant comprend toutes les particules de faible densité.



Photo 6 : La colonne à vide permet de filtrer le surnageant et ainsi de retenir les petites particules sur un filtre



Photo 6 : Les filtres sont observés à la loupe binoculaire, avec un contrôle rempli d'eau à proximité

Bibliographie

Alomar C., Estarellas F., Deudero S., 2016, Microplastics in the Mediterranean Sea: deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size, *Marine Environment Research*, **115** : 1–10.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005>

Andrady A.L., 2017, The plastic in microplastics: a review, *Marine Pollution Bulletin*, **119** : 12–22.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>

Arthur C., Baker J., Bamford H., 2009, Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. In : *NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30*, p.49

Besley A., Vijver M.G., Behrens P., Bosker T., 2017, A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand, *Marine Pollution Bulletin*, **114** : 77–83.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>

Besseling E., Wegner A., Foekema E. M., Van Den Heuvel-Greve M. J., Koelmans A. A., 2012, Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.), *Environmental Science & Technology*, **47** : 593–600.

Doi : <https://doi.org/10.1021/es302763x>

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, *Environmental science & Technology*, **45** : 9175-9179.

Doi : <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Cheung P. K., Fok L., Cheung P.K., Fok L., 2016, Evidence of microbeads from personal care product contaminating the sea, *Marine Pollution Bulletin*, **109** : 582-585.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.046>

Claessens M., Meester S.D, Van Landuyt L., De Clerck K., Janssen C. R., 2011, Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast, *Marine Pollution Bulletin*, **62** : 2199– 2204.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>

Clark J.R., Cole M., Lindeque P.K., Fileman E., Blackford J., Lewis C., Galloway T.S., 2016, Marine microplastic debris: a targeted plan for understanding and quantifying interactions with marine life, *Frontiers in Ecology and Environment*, **14** : 317–324.

Doi : <https://doi.org/10.1002/fee.1297>

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.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Galloway T., 2015, The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*, *Environmental Science & Technology*, **49** : 1130–1137.

Doi : <https://doi.org/10.1021/es504525u>

Cole M., 2016, A novel method for preparing microplastic fibers, *Scientific Reports*, **6** : 34519.

Doi : <https://doi.org/10.1038/srep34519>

Cózar A., Echevarría F., González-Gordillo J.I., Irigoien X., Ubeda B., Hernández-León S., *et al.*, 2014, Plastic debris in the open ocean, *PNAS*, **111** : 10239–10244.

Doi : <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>

Derraik J.G.B., 2002, The pollution of the marine environment by plastic debris – a review, *Marine Pollution Bulletin*, **44** : 9, 842-852.

Doi : [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

Desforges J-P.W., Galbraith M., Dangerfield N., Ross P.S., 2014, Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, **79** : 94–99.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>

Devriese L.I., Van der Meulen M.D., Maes T., Bekaert K., Paul-Pont I., Frère L. *et al.*, 2015, Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area, *Marine Pollution Bulletin*, **98** : 179–187.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>

Dodson G.Z., Shotorban A.K., Hatcher P.G., Waggoner D.C., Ghosal S., Noffke N., 2020, Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA, *Marine Pollution Bulletin*, **151** : 110869.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869>

Dris R., Lahens L., Rocher V., Gasperi J., Tassin B., 2016, Premières investigations sur les microplastiques en Seine, rapport PIREN-Seine phase IV, 24pp.

Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W. *et al.*, 2013, Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes, *Marine Pollution Bulletin*, **77**: 177–182.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>

Eriksen M., Lebreton L.C.M., Carson H.S., Thiel M., Moore C.J., Borroro J.C., *et al.*, 2014, Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons, Afloat at Sea, *PLoS One*, **9** : 12.

Doi : <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

Farrell P., Nelson K., 2013, Trophic level transfer of microplastic: (*Mytilus edulis*) to (*Carcinus maenas*), *Environmental Pollution*, **177** : 1–3.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>

Fendall L.S., Sewell M.A., 2009, Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers, *Marine Pollution Bulletin*, **58** : 1225–1228.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>

Frère L., Maignien L., Chalopin M., Huvet A., Rinnert E., *et al.*, 2018, Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size, *Environmental Pollution*, **242**: 614–625.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.023>

Gago J., Carretero O., Filgueiras A. V., Viñas L., 2018, Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments, *Marine Pollution Bulletin*, **127** : 365–376.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>

Gomiero A., Strafella P., Pellini G., Salvalaggio V., Fabi G., 2018, Comparative Effects of ingested PVC Micro Particles With and Without Adsorbed Benzo(a)pyrene vs. Spiked Sediments on the Cellular and Sub Cellular Processes of the Benthic Organism *Hediste diversicolor*, *Frontiers in Marine Science*, **5** : 99.

Doi : <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00099>

Graham E.R., Thompson J.T., 2009, Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **368** : 22-29.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.09.007>

Green D. S., Boots B., Sigwart J., Jiang S., Rocha C., 2016, Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling, *Environmental Pollution*, **208** : 426–434.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.010>

Gutow L., Eckerlebe A., Giménez L., Saborowski R., 2016, Experimental evaluation of seaweeds as a vector for microplastics into marine food webs, *Environmental Science & Technology*, **50** : 915-923.

Doi : <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02431>

Hanvey J.S., Lewis P.J., Lavers J.L., Crosbie N.D., Pozo K., Clarke B.O., 2017, A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments, *Analytical Methods*, **9** : 1369–1383.

Doi : <https://doi.org/10.1039/C6AY02707E>

Herrera A, Asensio M, Martínez I, Santana A., Packard T., Gómez M., 2017, Microplastic and tar pollution on three Canary Islands beaches: An annual study, *Marine Pollution Bulletin*, **129** : 494–502.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.020>

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R. C., Thiel M., 2012, Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification, *Environmental Science and Technology*, **46** : 3060–3075.

Doi : <https://doi.org/10.1021/es2031505>

Imhof H.K., Laforsch C., Wiesheu A.C., Schmid J., Anger P.M., Niessner R., Ivleva N.P., 2016, Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes, *Water Research*, **98** : 64-74.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.015>

Kedzierski M., 2017, *Pollutions du Milieu Littoral par les Microplastiques : Méthodes d'Évaluation.*, thèse, Université Bretagne Sud (France), 240 pp.

Lang I.A., Galloway T.S., Scarlett. A., Henley W.E., Depledge M., Bowman R.B., *et al.*, 2008, Association of urinary bisphenol A concentration with medical disorders and laboratory abnormalities in adults, *Journal of the American Medical Association*, **300** : 1303-131.

Doi : <https://doi.org/10.1001/jama.300.11.1303>

Lebreton L., Andrady A., 2019, Future Scenarios of Global Plastic Waste Generation and Disposal, *Palgrave Communication*, **5** : 1-6.

Doi : <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>

Lots F.A., Behrens P., Vijver M.G., Horton A.A., Bosker T., 2017, A large-scale investigation of microplastic contamination: abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Marine Pollution Bulletin*, **123** : 219–226.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.057>

Maes T., Van der Meulen M.D., Devriese L.I., Leslie H.A., Huvet A., Frère L., *et al.*, 2017, Microplastics Baseline Surveys at the Water Surface and in Sediments of the North-East Atlantic, *Frontiers Marine Science*, **4** : 135.

Doi : <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00135>

Masià P., Ardura A., Garcia-Vazquez E., 2019, Microplastics in special protected areas for migratory birds in the Bay of Biscay, *Marine Pollution Bulletin*, **146** : 993-1001.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.065>

Moore C. J., 2008, Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat, *Environmental Research*, **108** : 131–139.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

Nelms S.E., Galloway T.S., Godley B. J., Jarvis D.S., Lindeque P.K., 2018, Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators, *Environmental Pollution*, **238** : 999– 1007.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.016>

Rezania S., Park J., Md Din M.F., Mat Taib S., Talaiekhosani A., Kumar Yadav K., *et al.*, 2018, Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: a review of recent studies, *Marine Pollution Bulletin*, **133** : 191–208.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022>

Ryan P.G., Moore C.J., Van Franeker J.A., Moloney C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** : 1999-2012.

Doi : <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>

Shaw D.G., Day R.H., 1994, Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, **28** : 39–43.

Doi : [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90184-8)

Song Y.K., Hong S.H., Jang M., Han G.M., Rani M., Lee J., *et al.*, 2015, A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples, *Marine Pollution Bulletin*, **93** : 202-209.

Ponsero A., Sturbois A., 2014, Assemblages benthiques et faciès sédimentaires des substrats meubles intertidaux du fond de baie de Saint Briec - Cartographie, analyse et évolution de 1987 à 2011. Réserve Naturelle Baie de Saint Briec, 196 pp.

Sundbæk K.B., Würtzner Koch I.D., Villaro C.G., Rasmussen N.S., Holdt S.L., Hartmann N.B., 2018, Sorption of fluorescent polystyrene microplastic particles to edible seaweed *Fucus vesiculosus*, *Journal of Applied Phycology*, **30** : 2923-2927.

Doi : <https://doi.org/10.1007/s10811018-1472-8>.

Sussarellu, R., Suquet T., Thomas Y., Lambert C., Fabioux C., Pernet M.E.J., 2016, Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **113** : 2430–2435.

Doi : <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>

Talsness C.E., Andrade A.J.M., Kuriyama S.N., Taylor J.A., Vom Saal F.S., 2009, Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364** : 2079-2096.

Doi : <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0281>

Van Cauwenberghe L., Vanreusel A., Mees J., Janssen C.R., 2013a, Microplastic pollution in deep-sea sediments, *Environmental Pollution*, **182** : 495–499.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>

Van Cauwenberghe L., Claessens M., Vandegehuchte M.B., Mees J., Janssen C.R., 2013b, Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf, *Marine Pollution Bulletin*, **73** : 161–169.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.026>

Van Cauwenberghe L., Claessens M., Vandegehuchte M. B., Janssen C. R., 2015, Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats, *Environmental Pollution*, **199** : 10–17.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>

Van Sebille E., Wilcow C., Lebreton L., Maximenko N., Hardesty B.D., Van Franeker J.A., *et al.*, 2015, *Environmental Research Letters*, **10** : 124006.

Doi : <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>

Vianello A., Boldrin A., Guerriero P., Moschino V., Rella R., Sturaro A., *et al.*, 2013, Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence, spatial patterns and identification, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **130** : 54–61.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>

Wang W, Wang J., 2018, Investigation of microplastics in aquatic environments : An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis, *Trends in Analytical Chemistry*, **108** : 26.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.026>

Walkinshaw C., Lindeque P.K., Thompson R., Tolhurst T., Cole M., 2020, Microplastics and seafood : lower trophic organisms at highest risk of contamination, *Ecotoxicology and Environment Safety*, **190** : 110066,

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>

Watts A. J. R., Urbina M. A., Goodhead R., Moger J., Lewis C., Galloway, T. S., 2016, Effect of Microplastic on the Gills of the Shore Crab *Carcinus maenas*, *Environmental Science & Technology*, **50** : 5364–5369.

Doi : <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01187>

Wilkens J.L., McQueen A.D., LeMonte J.J., Suedel B.C., 2020, Initial Survey of Microplastics in Bottom Sediments from United States Waterways, *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, **104** : 15–20.

Doi : <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02762-3>

Wright S. L., Rowe D., Thompson R. C., Galloway T. S., 2013, Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms, *Current Biology*, **23** : 1031–1033.

Zhang K., Su J., Xiong X., Wu X., Wu C., Liu J., 2016, Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China, *Environmental Pollution*, **219** : 450-455.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.048>

Zhu L., Bai H., Chen B., Sun X., Qu K., Xia B., 2018, Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: Observations on occurrence, distribution and identification, *Science of The Total Environment*, **636** :20-29.

Doi : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.182>