

RAPPORT DE RECHERCHE

**Etude de la contamination par les microplastiques de
l'écosystème et des produits de la mer dans le Bassin
d'Arcachon. Première étude du risque sanitaire**

Projet ARPLASTIC



Décembre 2022

Coordinatrice : Bénédicte Morin

Co-auteurs : J. Cachot, L. Chassaigne-Viscaino, C. Clérandeau, Y. Combes, B. Cormier, E. Dassié, E. Dusacre, S. Lecomte, I. Jalón-Rojas, C. Lefebvre, F. Le Bihanic, G. Rampazzo, S. Villette



université
de BORDEAUX

EPOC

Table des matières

1. Contexte et objectifs.....	7
2. Matériel et Méthodes.....	9
2.1. Contamination des compartiments abiotiques et biotiques	9
2.1.1. Précaution de contamination extérieure.....	9
2.1.2. Eau de surface	9
2.1.3. Colonne d'eau	9
2.1.4. Wharf.....	9
2.1.5. Sédiment	10
2.1.6. Organismes aquatiques.....	12
2.1.7. Digestion et filtration	13
2.1.8. Analyses microscopiques	13
2.1.9. Analyses spectroscopiques	13
2.1.10. Analyses statistiques	14
2.2. Hydrodynamique des microplastiques.....	14
2.2.1. Observations hydrodynamiques	14
2.2.2. Modèle de transport de microplastiques	15
2.3. Impacts toxicologiques des plastiques échoués vis-à-vis de cellules humaines.....	15
2.3.1. Plastiques	15
2.3.2. Extraits de plastiques	16
2.3.3. Culture et exposition des lignées cellulaires.....	17
2.3.4. Cytotoxicité	17
2.3.5. Génotoxicité	17
2.3.6. Stress oxydant	18
2.3.7. Analyses statistiques	18
RESULTATS.....	19
3. AXE I – Contamination du bassin d’Arcachon.....	19
4. AXE II – Hydrodynamique des microplastiques	19
4.2 Analyse des caractéristiques hydrodynamiques et validation du modèle numérique de transport.....	21
4.3 Dynamique des microplastiques	22
5. AXE III – Étude du risque sanitaire	24

5.1.	Contamination par microplastiques des parties comestibles des organismes du bassin d’Arcachon.....	24
5.2.	Étude de l’exposition : Contamination des ressources halieutiques par les microplastiques	27
5.2.1.	Poissons.....	29
5.2.2.	Crustacés	31
5.2.3.	Mollusques	32
5.3.	Etude de l’exposition : Consommation des ressources halieutiques en France	33
5.3.1.	Vente et production du bassin d’Arcachon.....	33
5.3.2.	Achat des ménages Français	33
5.3.3.	Consommation moyenne des produits de la mer par la population générale ..	34
5.3.4.	Consommations des produits de la mer par les forts consommateurs.....	35
5.4.	Etude de l’exposition : Estimation de la consommation de microplastiques	36
5.5.	Etude de la toxicité vis-à-vis de cellules humaines	38
5.5.1.	Cytotoxicité	38
5.5.2.	Stress oxydant	39
5.5.3.	Génotoxicité	40
5.5.4.	Activité ER.....	40
5.5.5.	Analyse chimique des extraits DMSO des plastiques collectés sur la plage de la Salie	41
5.5.6.	Conclusions.....	46
6.	Communication.....	47
6.1.	Création d’une page web	47
6.2.	Communication des résultats.....	47
6.2.1.	Publications	47
6.2.2.	Communications en congrès scientifiques.....	47
6.2.3.	Communication grand public	49
7.	Conclusions et perspectives.....	50
8.	Bibliographie	53

Liste des figures

Figure 1 : Prélèvements du compartiment aquatique (N=3 réplicat par site, Manta et Pompe), sédimentaire (N= 4 réplicat par site) et des huîtres sauvages (N= 12-15 individus par site) des campagnes d'avril, juillet, octobre 2019 et janvier 2020.....	11
Figure 2: Dissection des organismes aquatiques. Araignées M. squinado a – vue dorsale tube digestif et chair dans les caissons, b – fin du tube digestif mâle, c – extrémité du tube digestif femelle ; bar D. labrax d- tube digestif, e – muscle ; sole S. solea f et g – tube digestif, h – muscle. Le contour des tubes digestifs est représenté par un contour jaune et les chairs ou muscles prélevés par une flèche rouge.....	12
Figure 3: Photos des macrodéchêts prélevés sur la plage de la Salie en novembre 2019	15
Figure 4: Spectres FTIR des macroplastiques sélectionnés pour l'extraction au DMSO.	16
Figure 5. Série temporelle de (a) abondance corrigée de microplastiques aux trois plages d'étude ; (b) marnage ; (c) hauteur significative des vagues ; (d) vitesse et direction du vent (+ vents d'est, - vent d'ouest) ; (e) débit moyen journalier.	20
Figure 6 : Vitesses résiduelles lors des 10 jours précédents l'échantillonnage de février (a) et de mai(b) 2019, calculées à partir des simulations avec le model MARS2D sur le Golfe de Gascogne.	21
Figure 7 : Observations (lignes noires en pointillées) et simulations (lignes grises) des positions des bouées géolocalisées lancés le 10 Mars à : (a) 7:23h près de Pirailan ; (b) 12 :44 près du Cap Ferret.....	22
Figure 8: Trajectoires (a) et carte de probabilité du destin (b) des microplastiques flottants éjectés par la Leyre pendant la première quinzaine de mars, après 7 jours de trajectoire. ...	23
Figure 9: Nombre de particules (particules cellulose; MPs; particules anthropiques, somme de la cellulose et des MPs) par gramme de muscle (ww) pour les quatre espèces étudiées, C.gigas, M.squinado, S.solea, D.labrax, au cours des saisons (avril 2019, juillet 2019, octobre 2019 et janvier 2020). En juillet 2019, aucun bar n'a été pêché (n.d.), l'échantillonnage a été remplacé en janvier 2020. Les huîtres/araignées de mer/sole commune n'ont pas été échantillonnées en janvier 2020 (n.d.). Moyenne±SD, N=12-15 individus par point, Kruskal-Wallis, * p<0,005	25
Figure 10: Contamination du biote marin par les particules exprimée en nombre de particules (particules cellulose à gauche et MPs à droite) par gramme de muscle (poids frais) sur l'ensemble de l'année pour les quatre espèces, C.gigas, M.squinado, S.solea, D.labrax. Moyenne±SD, N=43-45, Kruskal-Wallis, ***p<0.001.....	26
Figure 11 : Distribution des types de polymères (% MPs/g ww) des particules plastiques (% N= 6-15 microplastiques).....	26
Figure 12. Cytotoxicité des extraits DMSO de plastiques vis-à-vis des cellules hépatiques HepG2 et des cellules intestinales CaCO-2. (% par rapport au témoin, Moyenne±ET, N=3, Anova, p<0.05)	38
Figure 13. Induction de stress oxydant par les extraits DMSO de plastiques à la concentration 0.3% v/v. (résultats exprimés en production de ROS rapport au témoin DMSO, Moyenne±ET, N=3, Student t-test, p<0.05).....	39

Figure 14. Induction de dommages à l'ADN par les extraits DMSO de plastiques à la concentration 0.3% v/v. (Moyenne±ET, HepG2 N=3, CaCO-2 N=3, Anova - Dunett, p<0.05). 40

Figure 15 : Bioessai T47D-KBluc avec un gène rapporteur luciférase des extraits DMSO de plastiques à des concentrations croissantes (% comparé au témoin, moyenne±SD, N=3, Anova, p<0.05). La courbe standard est représentée sur le graphique de droite pour des concentrations variables en équivalent estradiol..... 41

Liste des tableaux

Tableau 1 . Prélèvements d'eau et de sédiments	11
Tableau 2. Prélèvement des organismes aquatiques	12
Tableau 3 : Caractéristiques des particules cellulosesiques et des MPs détectés dans les organismes et pourcentage d'individu contaminé par ces particules (% , N= 42-44)	27
Tableau 4. Contamination aux microplastiques de différentes espèces de poissons pélagiques et benthiques	29
Tableau 5. Contamination aux microplastiques de différents crustacés.....	31
Tableau 6. Contamination aux microplastiques de différents mollusques	32
Tableau 7. Vente et production annuelle moyenne de produits de la mer (Tonnes)	33
Tableau 8. Achat des ménages français en produits aquatiques (Tonnes)	34
Tableau 9. Consommations de poissons frais et surgelés, mollusques et crustacés par la population générale (g/sem).....	35
Tableau 10. Consommation moyenne de poissons frais et surgelés, mollusques et crustacés par les forts consommateurs (g/sem)	35
Tableau 11. Estimation de l'exposition des consommateurs français de produits de la mer aux particules cellulosesiques	36
Tableau 12: Estimation de l'exposition des consommateurs français de produits de la mer aux microplastiques	37
Tableau 13:Concentrations en composés organiques des plastiques extraits par le DMSO (ng/g de plastique). Moyenne \pm SD (n=3), LD: limite de détection; LQ: limite de quantification; nc: noncalculable.	42
Tableau 14: Concentrations en composés métalliques des plastiques extraits par le DMSO après correction du blanc (ng/g de plastique). Moyenne \pm SD (n=3). NS: pas significativement différent du blanc. ^(a) n=2; ^(b) n=6	45
Tableau 15 :Toxicité des extraits DMSO de plastiques environnementaux	46

1. Contexte et objectifs

La production de polymères synthétiques a augmenté de manière exponentielle ces dernières décades jusqu'à atteindre 335 millions de tonnes de plastiques produites en 2016 ¹. Ces plastiques entrent dans l'environnement via différentes sources, du déversement direct de déchets sur le continent et dans l'eau jusqu'aux systèmes de gestion des déchets inappropriés ou/et insuffisants. Ces polymères plastiques ont principalement une utilisation jetable et de par leur mobilité ils se retrouvent en très fortes abondances dans les milieux aquatiques. Il semblerait que plus de 5 trillions de particules de plastiques flottent actuellement dans nos océans. Cette quantité représente la quantité accumulée depuis le début de l'ère industrielle du plastique. Ces particules sont retrouvées en très grande quantité dans les écosystèmes marins y compris dans des zones très éloignées des activités humaines comme les régions polaires ². Par exemple, l'abondance maximale de microplastiques dans la gyre subtropicale atlantique atteindrait 30 000 particules par km² en pleine mer ³. Ces particules de plastiques peuvent être classées selon leur taille : en macrodéchets de taille supérieure à 5 mm, en microplastiques de taille comprise entre 5 mm et 1 µm et enfin les nanoparticules de taille inférieure à 1 µm. Les microplastiques existent sous différentes formes : fibre, granules, fragment ou film. Ces micro-particules sont industriellement formulées avec de nombreuses substances pour s'adapter à la demande des consommateurs telles que les stabilisateurs UV, les plastifiants, les lubrifiants, les retardateurs de flamme ou encore les agents de conservation. Les microplastiques sont particulièrement préoccupants car ils peuvent s'accumuler dans les différents compartiments de l'environnement, être ingérés par les organismes aquatiques et transférés le long de la chaîne alimentaire ⁴⁻⁶.

Le Bassin d'Arcachon est une lagune côtière d'intérêt à la fois au regard de ses caractéristiques environnementales mais aussi des activités économiques. Cette lagune mésotidale fait face à l'océan Atlantique et les plages océaniques sont exposées à des conditions très énergétiques (e.g. vagues, vents et dérive littorale). De plus, cette lagune semi-fermée est connectée à l'océan Atlantique par le biais de son embouchure tidale. Celle-ci permet le renouvellement de l'eau sous l'impulsion de la marée. Ainsi, deux fois par jour, près des deux tiers de l'eau sont expulsés. En effet, l'hydrodynamisme du Bassin d'Arcachon est en grande partie régi par le mouvement de la marée. De nombreux chenaux dessinent cette lagune et créent une géomorphologie complexe. En outre, cette zone d'importance écologique abrite une grande biodiversité du fait de ces nombreux types d'habitats. Depuis 2014, un Parc Naturel Marin a été créé afin de mieux protéger les espèces et les habitats de cette zone particulièrement sensible. Un parc ornithologique est aussi présent depuis 1972 sur la commune du Teich et possède aujourd'hui l'appellation de réserve ornithologique. Diverses pratiques de pêches professionnelles ou de loisir ont lieu dans la zone. A l'échelle nationale, c'est un haut lieu de conchyliculture et de collecte de naissain d'huîtres. Toutefois, l'importance économique de cette zone ne s'arrête pas là. Son attractivité croissante est aussi liée à une augmentation démographique et une fréquentation touristique importante sur une partie de l'année. Des zones emblématiques telles que la dune du Pilat, les cabanes tchanquées ou les villages d'Arcachon et du Lège Cap-Ferret attirent chaque année plusieurs centaines de milliers de visiteurs par an. La présence d'habitants permanents ou de passage

nécessite donc des infrastructures suffisantes pour le traitement des eaux usées, les activités de loisirs ou encore la circulation automobile. Les caractéristiques environnementales contrastées, ainsi que l'importance économique et patrimoniale du Bassin d'Arcachon, en font une zone d'intérêt pour l'étude des polluants anthropiques.

Cette étude s'inscrit dans un contexte de recherche global sur les pressions anthropiques croissantes sur les zones naturelles. Il s'attèle à participer au savoir actuel sur la contamination par les AP et MP dans le milieu marin, tout en s'articulant autour des spécificités et enjeux présents à l'échelle locale. En effet, la distribution spatio-temporelle de ces contaminants n'est pas connue dans cette zone bien que quelques études aient été menées dans le Golf de Gascogne. Par ailleurs, il existe peu d'analyse prenant en compte simultanément de multiples compartiments au sein d'une même zone géographique. La question du niveau, du type et de la variabilité de la contamination de différents compartiments du Bassin d'Arcachon se donc pose naturellement. Ainsi, les objectifs des travaux réalisés sont de :

- i) Caractériser et quantifier la contamination en particules anthropiques (AP) et notamment en microplastiques (MP) au sein du Bassin d'Arcachon pour différents compartiments abiotiques (effluents traités, eaux de surface, colonne d'eau, laisse de mer) et biotiques (huître creuse, araignée de mer, sole commune, bar).
- ii) Modéliser le transport des microplastiques au sein de la zone d'étude
- iii) Etudier le risque sanitaire potentiel de la consommation d'espèces aquatiques commercialisées du bassin d'Arcachon, mollusques, crustacés et poissons. Evaluer La toxicité des microplastiques retrouvés dans des espèces consommées avec des cellules humaines en culture.

2. Matériel et Méthodes

2.1. Contamination des compartiments abiotiques et biotiques

2.1.1. Précaution de contamination extérieure

Afin d'éviter au maximum les contaminations aériennes au laboratoire, les échantillons d'eau ont été filtrés et les organismes disséqués sous hotte à flux laminaire de retour au laboratoire, des blouses en coton et des gants ont été portés pendant toutes les analyses, et des blancs de prélèvement bateau, de digestion, atmosphère, hotte et microscope ont été réalisés intégrant une possible contamination extérieure sur l'ensemble des étapes d'analyses. La vaisselle plastique a été remplacée autant que possible par de la vaisselle inox et verre. Les solutions d'eau milli-Q, EtOH 70 %, EtOH 90 % et KOH 10 % ont été filtrées à 0,22µm avant utilisation. L'analyse des microplastiques au sein des organismes aquatiques a été réalisée suivant les recommandations de l'ANSES ^{7,8}.

2.1.2. Eau de surface

L'eau de surface a été prélevée à l'aide d'un filet Manta d'une maille de 300 µm. Le filet Manta est fixé au bout d'une corde sur le pont du bateau et est tiré pendant 20 min à l'arrière du bateau à une vitesse de 3 nœud environ. Trois traits de filet Manta sont répétés par site de prélèvement. Le contenu du filet Manta est récupéré dans des bocaux en verre et de retour au laboratoire filtré, sous hotte à flux laminaire, sur filtres inox 100 µm et conservé à 4 °C jusqu'à digestion chimique. La fraction supérieure à 5 mm récupérée dans les filets (algues, alevin, œufs etc.) est rincée à l'eau milli-Q puis écartée de l'analyse.

2.1.3. Colonne d'eau

La colonne d'eau a été prélevée à l'aide d'une pompe à la position GPS correspondant au milieu du trait de filet Manta. La pompe est immergée à 5 m de profondeur et 3 réplicats sont faits pour chaque site. Au total, 240 L de la colonne d'eau sont prélevés par réplikat et par site. L'eau pompée sur le bateau est filtrée sur une colonne de filtration inox et les particules comprises entre 50 µm et 5mm sont récupérées en rinçant les tamis inox avec de l'eau milli-Q. De retour au laboratoire le contenu des bocaux en verre est de nouveau filtré sous hotte à flux laminaire sur filtres inox 50 µm et conservé à 4 °C jusqu'à analyse microscopique. Les échantillons de colonne d'eau n'ont pas subi de digestion chimique. Aucune fraction supérieure à 5 mm n'a été observée dans les échantillons.

2.1.4. Wharf

Le rejet du Wharf est l'émissaire des eaux usées traitées du bassin d'Arcachon. Les eaux du Wharf ont été prélevées à la sortie des STEP avant le rejet dans l'océan Atlantique au niveau de la plage de la Salie. Une quantité de 14,3 L en moyenne a été prélevée à l'aide d'un

préleveur automatique 160 mL toutes les 20 min pendant 30 h. Le prélèvement a été filtré sur filtres inox 100 µm et conservé à 4 °C jusqu'à digestion chimique. Le prélèvement d'avril 2019 avait été prélevé ponctuellement et non par préleveur automatique intégrant la contamination d'une journée. Cet échantillon n'est donc pas comparable aux 3 autres prélèvements et n'a pas été intégré à l'analyse. Le rejet du Wharf est l'émissaire des eaux usées traitées du bassin d'Arcachon. Les eaux du Wharf ont été prélevées à la sortie des STEP avant le rejet dans l'océan Atlantique au niveau de la plage de la Salie. Une quantité de 14,3 L en moyenne a été prélevée à l'aide d'un préleveur automatique 160 mL toutes les 20 min pendant 30 h environ. Le prélèvement a été filtré sur filtres inox 100 µm et conservé à 4 °C jusqu'à digestion chimique. Le prélèvement d'avril 2019 avait été prélevé ponctuellement et non par préleveur automatique intégrant la contamination d'une journée. Cet échantillon n'est donc pas comparable aux 3 autres prélèvements et n'a pas été intégré à l'analyse.

2.1.5. Sédiment

Les échantillons de sédiment n'ont pas subi de digestion chimique.

2.1.5.1. Contamination globale

Le sédiment des 5 sites d'étude a été prélevé en réplicat de 300 mL dans des barquettes aluminium sur 5 cm de profondeur d'après le protocole de la DCSMM. Les prélèvements ont été répétés 4 fois sur un transect de 100 m, soit tous les 25 m, et conservés à 4 °C jusqu'à analyse. Sous hotte à flux laminaire, les sédiments ont été mis en suspension dans 525 mL d'une émulsion d'eau Milli-Q huile de colza filtrée 500 :25. Après 45 min de sédimentation, l'émulsion a été filtrée sur filtres inox 50µm. L'extraction a été répétée 3 fois.

2.1.5.2. Suivi mensuel

Les prélèvements mensuels sont effectués à un coefficient de marée moyen de 80 afin de limiter l'influence de l'oscillation de la marée. Les trois sites (plage de la Salie, plage Pereire et plage du Teich) sont échantillonnés sur une même journée avant la seconde marée haute. Le long d'une section de 100 m, un quadrat de 50 cm de côté est déposé tous les 25 m. Toutes les particules plastiques observées à l'œil nu sont récupérées dans des sachets plastiques.



Figure 1 : Prélèvements du compartiment aquatique (N=3 réplicat par site, Manta et Pompe), sédimentaire (N= 4 réplicat par site) et des huîtres sauvages (N= 12-15 individus par site) des campagnes d'avril, juillet, octobre 2019 et janvier 2020.

Tableau 1 . Prélèvements d'eau et de sédiments

N Echantillon		Total
Manta	3 réplicas x 4 campagnes x 5 sites	60
Pompe	3 réplicas x 4 campagnes x 5 sites	60

2.1.6. Organismes aquatiques

Une fois collectés les organismes ont été congelés jusqu'à dissection. Pour les huîtres, l'ensemble du corps mou est prélevé et pour les araignées de mer et les poissons le tractus digestif (de la bouche jusqu'à la cavité anale) et la chair sont prélevés tel que présenté dans la figure ci-dessous.

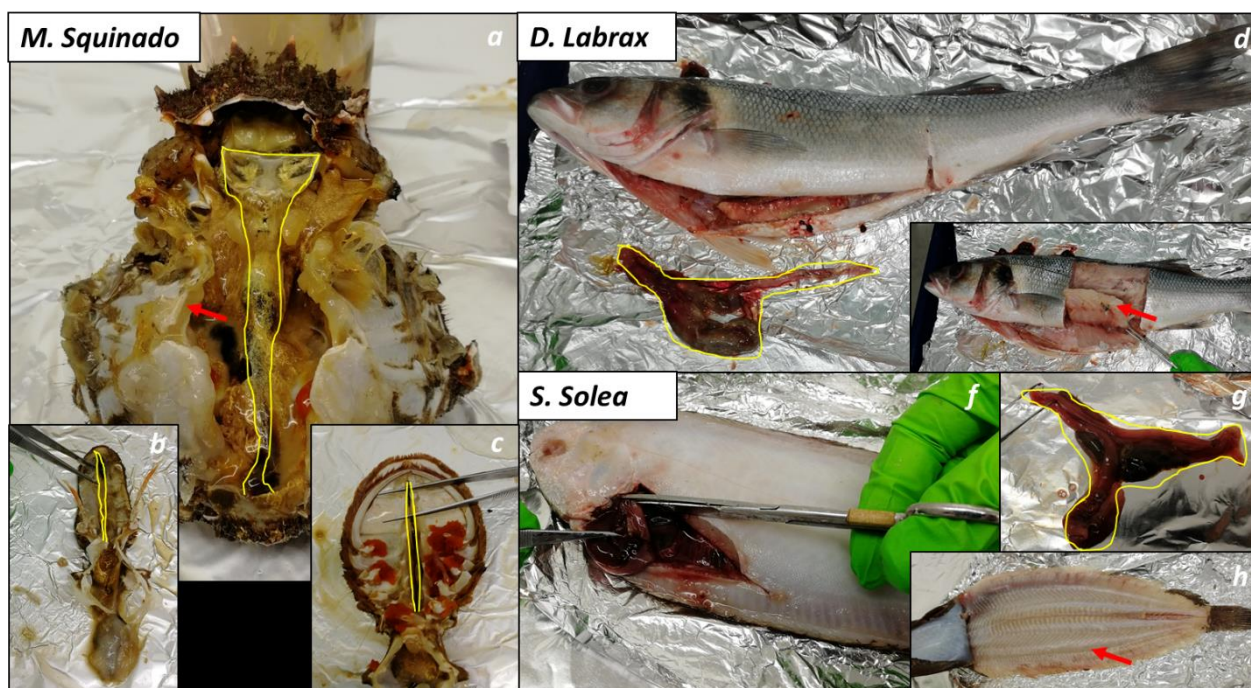


Figure 2: Dissection des organismes aquatiques. Araignées *M. squinado* a – vue dorsale tube digestif et chair dans les caissons, b – fin du tube digestif mâle, c – extrémité du tube digestif femelle ; bar *D. labrax* d- tube digestif, e – muscle ; sole *S. solea* f et g – tube digestif, h – muscle. Le contour des tubes digestifs est représenté par un contour jaune et les chairs ou muscles prélevés par une flèche rouge.

Tableau 2. Prélèvement des organismes aquatiques

Espèce	Vendeur	Site	Avr 19	Juil 19	Oct 19	Janv 20	Tot
Bivalve <i>M. gigas</i>	FB huitres	Eglise Bélisaire	15 cultivées sur coupelle 15 cultivées tuiles	15	15		60
	sauvages	Bel/Branne/laO	12-15/site	15/site	15/site		133
Crustacé	O. Argelas	Salie Nord	12	15	15		42

<i>M. squinado</i>							
Poisson benthique	O. Argelas	Salie Nord	12	15	15	42	
<i>S. solea</i>							
Poisson pélagique	O. Argelas	Salie Nord	12	-	15	17	44
<i>D. labrax/punctatus</i>							

2.1.7. Digestion et filtration

La fraction supérieure à 100 µm des échantillons de Manta et du Wharf ont subi une digestion chimique de 24h ou 48h : 150 mL KOH, 150 rpm, 55 °C. A la fin de la digestion les échantillons ont été de nouveau filtrés sur filtres inox 100 µm et stockés à 4 °C jusqu'aux analyses microscopiques.

L'ensemble des tissus d'organismes aquatiques disséqués a subi une digestion chimique 24h, 55 °C, 150 rpm, 10% KOH 10 :1 w/v puis a été filtré sur filtres inox 50 et 26 µm pour les tractus digestifs et les chairs respectivement et conservé à 4°C jusqu'aux analyses microscopiques.

2.1.8. Analyses microscopiques

Les filtres inox sont observés à l'aide d'un stéréo-microscope (MZ75, Leica) utilisant une source froide de lumière (intralux 4100 Volpi AG, Schlieren) équipé d'un système d'analyse d'image (caméra Toupcam, logiciel Toupview). La taille, la forme, la couleur, l'opacité et la rugosité de chaque particule est déterminée. Les particules pouvant potentiellement être des microplastiques sont disposées dans une microplaque 24 puits par type de particules (microbille, fibre, fragment, film, mousse) en attendant les analyses spectroscopiques et conservées à 4 °C. Les filtres inox sont rincés à l'aide d'eau Milli-Q dans une boîte de pétri en verre puis raclés vigoureusement à l'aide d'une lame de rasoir pour s'assurer que l'ensemble des particules du filtre inox est observé. A ce stade de l'analyse, les particules suspectées d'être de microplastiques sont nommées MP-like.

2.1.9. Analyses spectroscopiques

La composition des particules identifiées par microscopie est vérifiée par spectroscopie infrarouge à transformation de Fourier en réflectance total atténuée (ATR-FTIR Nicolet NEXUS 870 ; ATR Diamant ; ouverture = 10, résolution = 4cm⁻¹, scan = 200). Les spectres obtenus sont ensuite traités (correction ATR-diamant et correction de baseline) puis comparés aux bibliothèques de spectres afin de déterminer la nature du polymère. Ainsi, il est possible d'écarter les particules minérales ou organiques. Pour l'analyse des particules issues du suivi mensuel, une analyse est effectuée pour toutes les particules lorsque moins de 50 items ont été détecté par site et par mois. Le cas échéant, une proportion d'au moins 50 % des particules ont été analysées. Quant aux autres prélèvements, une proportion de 30% des particules ont

été analysée lorsque plus de 10 particules ont été retrouvées pour chaque forme de plastique pour un réplikat.

2.1.10. Analyses statistiques

Les concentrations moyennes en particules sont présentées accompagnées de l'écart-type (ET). Les tests statistiques inférentielles ont été réalisés à l'aide du logiciel R (V 1.1.463). Les conditions d'applications (i.e normalité et homoscedasticité) ont été testées avant de réaliser chaque test. Pour comparer la concentration en MP entre chaque site lorsque les conditions d'applications étaient respectées, une ANOVA un facteur a été réalisé suivi d'un test post-hoc de Tukey. Si les conditions n'étaient pas respectées, un test de Kruskal-Wallis a été réalisé suivi d'un test deux à deux de Wilcoxon-Mann-Whitney. Afin de comparer les proportions en polymères entre sites, le test exact de Fischer a été utilisé. Un seuil de significativité α de 5 % (p -value <0.05) a été utilisé pour l'ensemble de ces tests.

2.2. Hydrodynamique des microplastiques

2.2.1. Observations hydrodynamiques

Des observations lagrangiennes ont été réalisées pour la première fois dans le Bassin d'Arcachon en Mars 2019. Six bouées géolocalisées ont été mises à l'eau dans trois zones du Bassin : (1) près d'Arcachon lors du jusant; (2) près de Piraillan lors du jusant; (3) près de la pointe du Cap Ferret lors du flot. La position et vitesse de déplacement de chaque bouée ont été enregistrées toutes les secondes. Les trajectoires des bouées sont utilisées pour comprendre les mécanismes d'advection par les courants et la diffusion turbulente dans le Bassin, ainsi que pour valider la performance du modèle numérique de transport de microplastiques développé pour le Bassin d'Arcachon.

D'autre part, des données hydrodynamiques et environnementales ont été compilées pour l'année 2019 à partir des différentes bases de données de programmes scientifiques nationaux, à savoir :

- le service hydrographique et océanographique de la Marine (Shom) pour la hauteur d'eau à la station d'Arcachon Eyrac ;
- Météo France pour les vitesses du vent ;
- La base de données HOMERE, recalibrée avec les données du Centre d'Archivage National des Données de Houle In Situ (CANDHIS), pour la hauteur significative HS des vagues et la direction du pic DP à la bouée du Cap Ferret ;
- la Banque Hydro pour le débit moyen journalier à la station L'Eyre à Salles;
- la Modélisation et Analyse pour la Recherche Côtière (MARC) avec le modèle MARS2D pour les courants dans le Golfe de Gascogne.

Ces données ont été analysées conjointement avec les prélèvements mensuels des concentrations de microplastiques des trois plages d'Arcachon (La Salie, Pereire et le Teich) afin de comprendre l'influence des forçages environnementaux sur la contamination de ces plages.

2.2.2. Modèle de transport de microplastiques

Un modèle de transport de microplastiques a été développé pour le Bassin d'Arcachon à partir du couplage du modèle hydrodynamique MARS-3D (développé par l'IFREMER) et du modèle de transport TrackMPD (équipe METHYS, EPOC). Le modèle TrackMPD permet désormais de modéliser des processus de transport littoraux (sédimentation, dépôt, remise en suspension, échouage, remise à flot) et considérer les propriétés physiques des particules et leur variabilité en fonction du biofouling et de la dégradation. Ce modèle permettra d'étudier les tendances de transport, de dispersion et de dépôt de microplastiques en lien avec les différentes conditions hydrologiques et processus physiques.

2.3. Impacts toxicologiques des plastiques échoués vis-à-vis de cellules humaines

2.3.1. Plastiques

Des déchets macroplastiques ont été prélevés sur la plage de La Salie le 12 novembre 2019 (44.528766,-1.256533, France). Les différents déchets sont présentés dans la figure suivante. La composition des polymères de chaque débris plastique a été déterminée par spectroscopie Infra-rouge FTIR à l'aide d'un Nicolet Nexus 870 diamant et d'un mode ATR *Attenuated Total Reflection* (scan 100, résolution 4). Les concordances avec la base de données de spectres de polymères Thermofisher étaient de 95 et 89 % pour le polypropylène (PP), 75% pour le polychlorure de vinyle (PVC), 98 et 85 % pour le polyéthylène à haute densité (HDPE), 88 et 48 % pour le Nylon et 84 % pour le polyéthylène téréphtalate (PET).

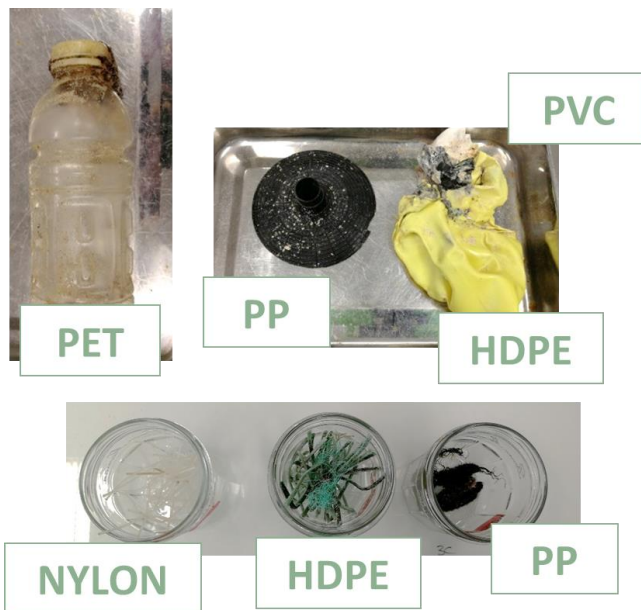


Figure 3: Photos des macrodéchêts prélevés sur la plage de la Salie en novembre 2019

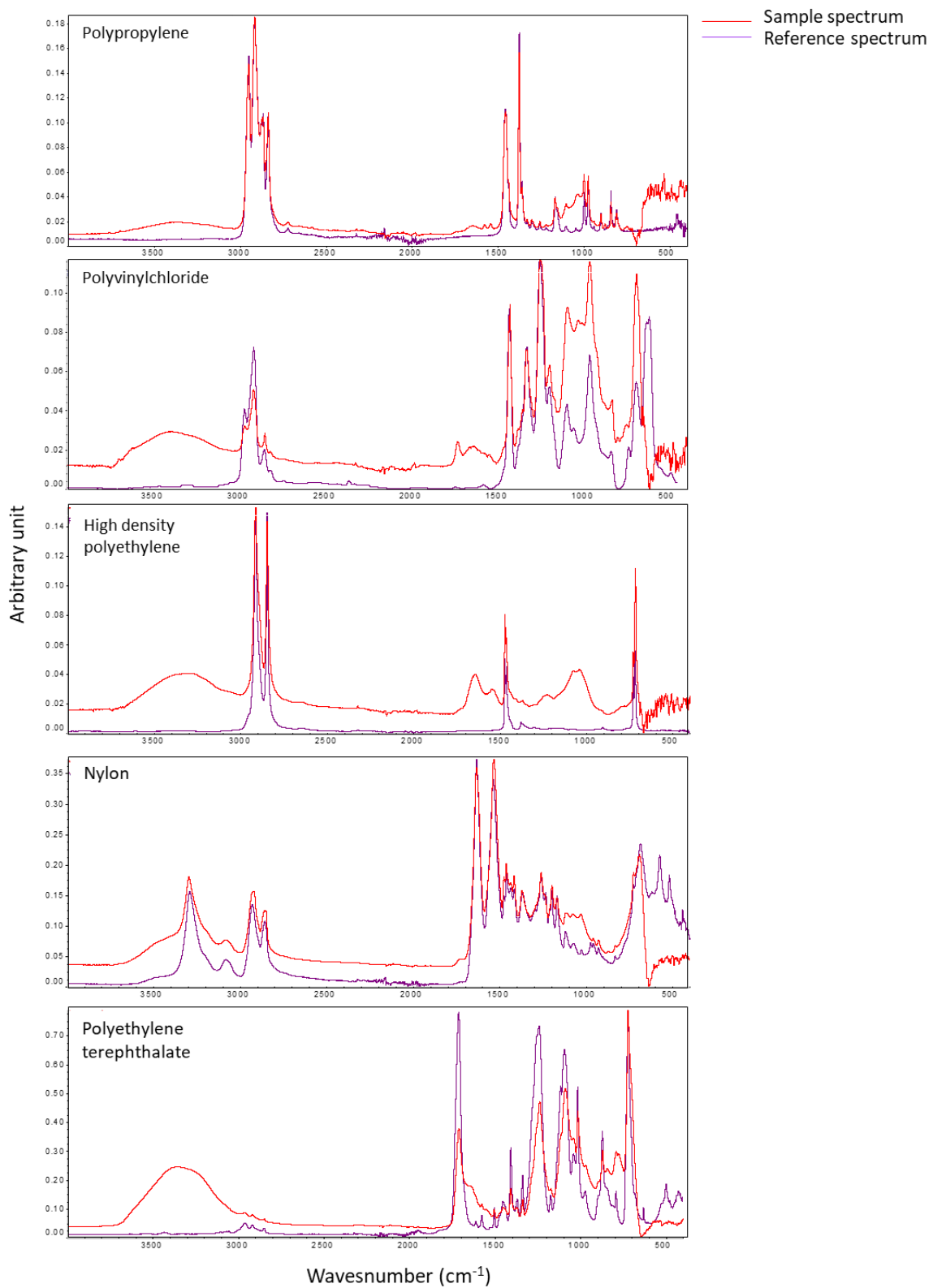


Figure 4: Spectres FTIR des macroplastiques sélectionnés pour l'extraction au DMSO.

2.3.2. Extraits de plastiques

Les extraits de plastiques ont été réalisés suivant le protocole de Pannetier et al⁹ modifié. Les échantillons de plastiques ont été coupés en section de 1 cm² et déposés dans un vial ambré de 8 mL contenant du DMSO (1 :2 p/v). Après 16h d'agitation (175 rpm, température ambiante), les extraits DMSO ont été prélevés et conservés à -20°C jusqu'aux analyses toxicologiques. Chaque extraction de plastique a été répétée 3 fois sur des lots de plastiques différents afin de permettre trois répliquas d'expériences.

2.3.3. Culture et exposition des lignées cellulaires

Deux lignées cellulaires ont été utilisées dans cette étude une lignée cellulaire continue d'hépatocarcinome humain Hep-G2, et une lignée cellulaire d'adénocarcinome épithéliales colorectales humaine Caco-2 (ATCC, USA). Les cellules HepG2 ont été choisies pour leur forte capacité de biotransformation et les cellules CaCO-2 pour être potentiellement les premières cellules à être en contact avec les plastiques dans le cas d'ingestion.

Les cellules HepG2 et CaCO-2 (ATCC, USA) ont été cultivés dans du milieu *minimum essential medium* complété respectivement avec 10 et 20 % de sérum de vœu fœtal 0, 1mM de sodium pyruvate, 0.1 mM d'acides aminés non-essentiels, 100 U/mL pénicilline, 0.1 mg/mL streptomycine et maintenue à 37°C dans 5% CO₂. Les cellules ont été mise en culture à une concentration de 2x10⁵ cellules/mL dans des microplaques 96 puits (test de cytotoxicité) 48 puits (mesure de stress oxydant) ou 24 puits (test des comètes) pendant 48h (tests de cytotoxicité et des comètes) ou 24 h (mesure de stress oxydant). Les cellules ont été exposées pendant 24h aux extraits de plastiques. Les cellules contrôles ont été exposées à du milieu seulement et à la plus forte concentration de DMSO soit 1 %.

2.3.4. Cytotoxicité

La cytotoxicité des extraits a été mesurée par fluorimétrie à l'aide du test Alamar Blue¹⁰. Après 24 h d'exposition les cellules ont été incubées pendant 2 h à 37 °C dans une solution d'Almar Blue 10 % (Invitrogen). Le taux d'augmentation de la fluorescence de la résorufine a été mesurée à 570 nm excitation et 590 nm émission à l'aide d'un spectrophotomètre Fluostar Optima (BMG Labtech). Les résultats sont exprimés en fonction du control milieu seulement.

2.3.5. Génotoxicité

La génotoxicité des extraits a été mesurée par le test des comètes^{9,11,12}. Le test a été réalisé uniquement dans des concentrations d'expositions qui ont montré moins de 20% de cytotoxicité. Brièvement, après 40 min de déroulement alcalin, l'électrophorèse a été réalisée à 25V, 300 mA, pendant 20 min. Les lames préparées ont été colorées avec 20 µL de bromure d'éthidium (BET, 20 µg/mL) et analysée à x200 à l'aide d'un microscope à épifluorescence (Olympis BX51) couplé au logiciel Comet assay IV (Instrument Perspective LtD). Pour chaque échantillon, 100 noyaux aléatoire ont été analysés ont été répliqués sur 2 gels. Les dommages

à l'ADN ont été exprimés en pourcentage d'ADN dans la queue de la comète, qui représente le pourcentage qui a migré depuis la tête de la comète.

2.3.6. Stress oxydant

La capacité des extraits DMSO à induire la production d'espèces réactives à l'oxygène (ERO) a été mesurée à l'aide de la sonde chlorométhyl-2,7-dichlorodihydrofluorescein diacetate (CM-H2DCFDA, Molecular Probes TM, Life Technologies) ¹¹. Après 48h d'ensemencement, les cellules ont été rincées avec du HBSS et incubée à 37°C pendant 20 min avec 125 µL de solution de 20 µM de CM-H2DCFDA (dissous dans du DMSO) dans du HBSS. Puis les cellules ont été rincées 2 fois avec du milieu blanc sans rouge de phénol. Les cellules ont ensuite été exposées pendant 4h à 0.3% (v/v) d'extraits ou à 1 µM de H2O2 comme contrôle positif. La fluorescence du milieu a été mesurée à 485 nm/520 nm (excitation/émission). Les résultats sont exprimés en pourcentage d'ERO induit (ROS induction) sur une période de 240 min.

2.3.7. Analyses statistiques

Chacune des expériences a été répétées 3 fois de manière indépendante. Les différences significatives entre les traitements et le témoin solvant DMSO ont été testées à l'aide du logiciel R. Dans le cas de comparaison de plus de 2 traitements, la normalité (Shapiro-Wilk) et l'homoscédasticité des variances (test de Levène) ont été vérifiées. Les analyses statistiques ont ensuite été réalisées par le test non-paramétrique Kruskal-Wallis ou paramétrique ANOVA suivi d'un test *post-hoc* Tukey avec un niveau de significativité $p < 0.05$. Dans le cas de comparaison de 2 traitements, le test de student t-test a été effectué avec un niveau de significativité $p < 0.05$. Les résultats finaux sont exprimés en moyenne des répliqués d'expérience \pm écart-type.

RESULTATS

3. AXE I – Contamination du bassin d’Arcachon

Les résultats de cet axe sont issus du manuscrit de thèse de Charlotte Lefebvre « Distribution spatiale et temporelle des microplastiques et particules anthropiques au sein d'une lagune côtière mésotidale, le Bassin d'Arcachon. Approche multi-compartiments » soutenue le 19 juillet 2022. Les résultats détaillés sont décrits dans le manuscrit de thèse et ne seront pas présentés ici, seules les conclusions et perspectives seront intégrées à ce rapport.

4. AXE II – Hydrodynamique des microplastiques

4.1 Influence des forçages environnementaux sur la variabilité des microplastiques échoués sur les plages

La variabilité mensuelle des abondances des microplastiques lors de l’année 2019 sur les trois plages d’étude (La Salie, Pereire et Teich) a été analysée en lien avec les forçages hydrodynamiques (marnage, vagues, vent, débit et courants, Figure 5). Les plus fortes abondances de MP échoués sont retrouvées lors des conditions hydrodynamiques très énergétiques (forts vents, grandes vagues et grand débit) pendant la période automnale-hivernale, avec un maximum en février. La saison printanière-estivale présente en revanche des faibles abondances avec un minimum en septembre. Étant donné que la variabilité des vagues, vent et débit répond aux mêmes forçages atmosphériques, il est compliqué de déterminer l’influence relative de chaque forçage. Cependant, cette analyse a donné un premier aperçu de l’influence de l’hydrodynamique locale sur l’échouage des microplastiques dans le Bassin qui sera complété dans les étapes suivantes à l’aide de la modélisation numérique.

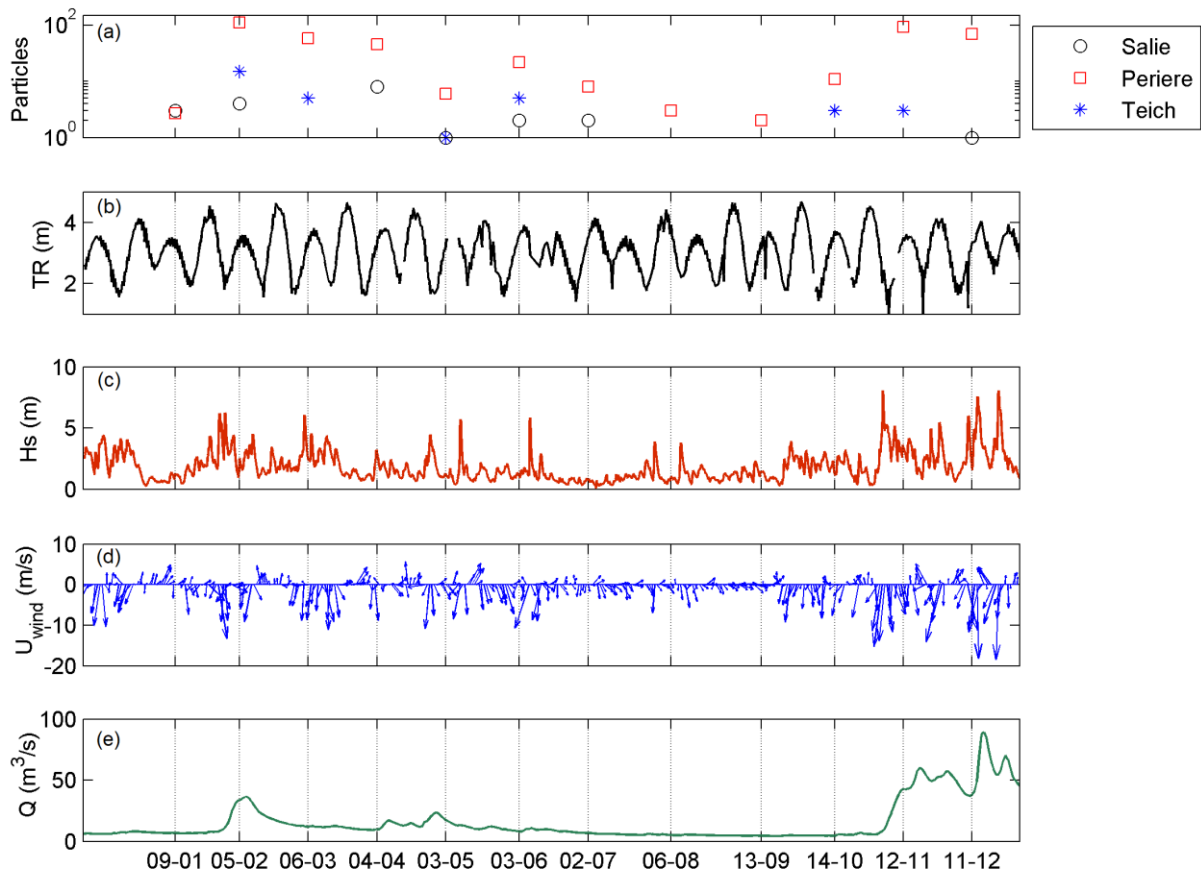


Figure 5. Série temporelle de (a) abondance corrigée de microplastiques aux trois plages d'étude ; (b) marnage ; (c) hauteur significative des vagues ; (d) vitesse et direction du vent (+ vents d'est, - vent d'ouest) ; (e) débit moyen journalier.

Comme planifié dans le protocole d'observation, tous les jours d'échantillonnage sont caractérisés par un même marnage de 3.5 m (Figure 5.b). Ce paramètre n'influence pas la variabilité temporelle des abondances.

La direction et la vitesse du vent apparaissent être des facteurs clés dans l'échouage des microplastiques. Lors d'une même saison (e.g. hiver), les abondances de microplastiques échoués plus élevées ont lieu lors du vent de mer (vent d'ouest, e.g. février, Fig 20.d) alors que les abondances plus faibles sont liées au vent d'est (e.g. janvier, Figure 5.d). L'abondance des microplastiques est bien corrélée avec la vitesse du vent, notamment à Pereire et Teich ($R = 0.64$). Dans le cas de la Salie, directement exposée au vent, il a été observé une dispersion des microplastiques vers le haut de plage les jours de prélèvements avec beaucoup de vent, qui a pu biaiser les observations sur la laisse de mer et diminuer le corrélations ($R=0.43$). Les vents de mer forts pourraient ainsi favoriser l'échouage sur les trois plages, ce qui soutient les résultats des premières études expérimentales sur l'échouage des microplastiques. Mais le vent pourrait également être un forçage clé dans le transport et échange des microplastiques entre le Bassin et l'océan.

Curieusement, l'abondance de microplastiques est mieux corrélée avec la hauteur significative des vagues à Pereire et Teich, les plages les moins exposées aux vagues. Cela peut être dû au fait que les vagues sont corrélées en même temps au vent qui semble un facteur clé dans l'échouage sur les plages intérieures du Bassin, et que les données à la Salie lors de forts vents/vagues ont pu être biaisées. Une autre hypothèse est l'importance des interactions vagues-courants dans l'échange de matière dans le Bassin. Des simulations numériques futures aideront à mieux comprendre l'influence de ce forçage.

Le débit fluvial est bien corrélé avec les abondances des microplastiques à Pereire ($R=0.8$). Ce facteur n'est pas lié directement à l'échouage des microplastiques mais peut favoriser un apport plus important des microplastiques au système. L'importance relative de ce forçage doit cependant être exploré lors les prochaines étapes du projet puisque les plus forts débits ont eu lieu également lors des périodes de forts vents/vagues.

La circulation océanique pourrait aussi influencer une présence plus ou moins élevée des microplastiques dans le Bassin et donc la quantité de particules échouées. La comparaison des vitesses résiduelles moyennes lors des 10 jours précédents les prélèvements de février et mai montre des tendances opposées (Figure 6). En février, les courants résiduels du nord vers le sud le long de la côte Aquitaine pourraient avoir favorisé le transport des microplastiques depuis l'embouchure de l'estuaire de la Gironde vers le Bassin. Cette hypothèse doit être également testée dans des études futures, ainsi que le rôle des courants internes du Bassin avec un modèle numérique de plus haute résolution.

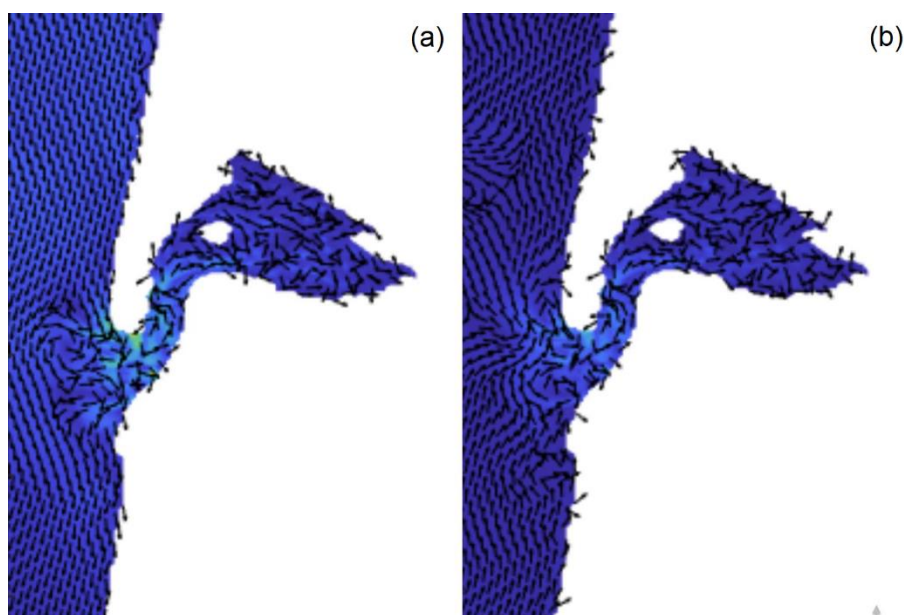


Figure 6 : Vitesses résiduelles lors des 10 jours précédents l'échantillonnage de février (a) et de mai(b) 2019, calculées à partir des simulations avec le modèle MARS2D sur le Golfe de Gascogne.

4.2 Analyse des caractéristiques hydrodynamiques et validation du modèle numérique de transport

Les observations issues des bouées géolocalisées ont permis de caractériser les deux processus de transport fondamentaux, l'advection et la dispersion, lors de conditions énergétiques (fort coefficient de marée et vent) dans le Bassin d'Arcachon. Par exemple, la ci-dessous a montre la trajectoire des bouées lancées à Piraillan, transportées à une vitesse moyenne de 6 m/s et dispersées à un taux moyen (coefficient de dispersion) de 1 m²/s. Ces résultats suggèrent une faible dispersion turbulente horizontale même lors des conditions énergétiques. Cette estimation du coefficient de dispersion est fondamentale pour le paramétrage du modèle de transport.

Les trajectoires des bouées géolocalisées ont été simulées avec le modèle de transport développé pour le Bassin et comparées aux trajectoires réelles afin de calibrer et valider la performance du modèle (Figure 7). Cette comparaison montre que le modèle est capable de simuler les trajectoires assez raisonnablement. Un coefficient de performance conçu pour mesurer la performance des modèles lagrangiens, $SS > 0.83$, confirme la bonne reproduction des trajectoires ($SS=0$ mauvais accord ; $SS=1$ bon accord).

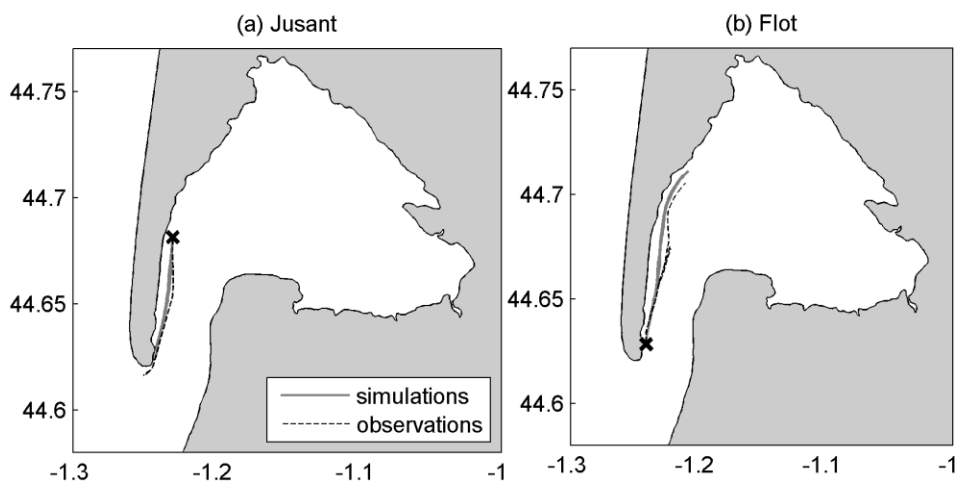


Figure 7 : Observations (lignes noires en pointillées) et simulations (lignes grises) des positions des bouées géolocalisées lancés le 10 Mars à : (a) 7:23h près de Piraillan ; (b) 12 :44 près du Cap Ferret.

4.3 Dynamique des microplastiques

Le modèle de transport MARS-TrackMPD est maintenant opérationnel et sera utilisé pour étudier la dynamique des microplastiques dans le Bassin sous l'influence des forçages environnementaux contrastés. Cette modélisation est maintenant en cours. Des résultats sont attendus lors de l'année 2021. Pour illustrer le fonctionnement du modèle, la figure 23 montre un exemple des trajectoires (a) et zones d'accumulation (b) des microplastiques apportés par la Leyre en continu lors de la première quinzaine de Mars 2020 et après une semaine de trajectoire. Ces résultats montrent une accumulation vers les côtes intérieures et extérieures du Cap Ferret. Des simulations plus longues, sur différentes périodes, et en considérant plusieurs sources potentielles aideront à comprendre la dynamique des microplastiques, les

relations source-destin dans le bassin, et le rôle des processus physiques dans de telles dynamiques.

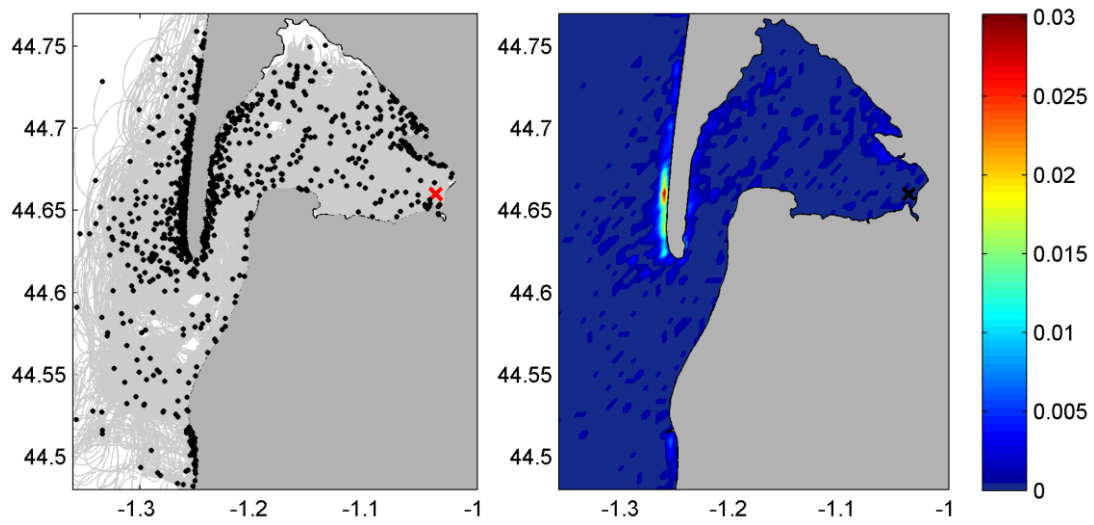


Figure 8: Trajectoires (a) et carte de probabilité du destin (b) des microplastiques flottants éjectés par la Leyre pendant la première quinzaine de mars, après 7 jours de trajectoire.

5. AXE III – Étude du risque sanitaire

5.1. Contamination par microplastiques des parties comestibles des organismes du bassin d'Arcachon

5.11 Variabilité saisonnière

Les particules collectées sont analysées par saison et classées en particules celluloses, microplastiques MPs et particules anthropiques (somme des particules celluloses et MPs). Il existe peu de variabilité saisonnière quelque soit l'espèce étudiée (Figure 7). Il y a des différences significatives dans le nombre de particules celluloses par gramme de muscle de bar entre octobre 2019 ($0,003 \pm 0,007$ particule/g ww) et janvier 2020 ($0,017 \pm 0,021$ particule/g ww) ($p < 0,05$), cependant, aucune différence significative n'est observée pour les particules anthropiques. De même, les MPs de *M.squinado* entre avril 2019 ($0,040 \pm 0,058$ MPs/g ww) et juillet 2019 (aucun MPs) ($p < 0,05$) sont plus élevés mais ne modifie pas de manière significative la contamination anthropique. Avec ces résultats, nous avons supposé que la contamination du biote par les particules celluloses ou les MPs ne variait pas selon la saison et pour le reste de l'étude, tous les individus d'une même espèce ont été regroupés pour obtenir des groupes entre 43 et 45 individus.

5.12 Contamination des parties comestibles des produits de la mer

Les particules trouvées dans les organismes sont majoritairement de la cellulose avec 76, 84, 78 et 69 % pour *C.gigas*, *M.squinado*, *S.solea* et *D.labrax*, respectivement. Il existe environ 4 fois plus de particules celluloses que de particules de plastique présentes dans les organismes. L'araignée de mer est la plus contaminée avec en moyenne $1,60 \pm 1,74$ particule cellulose/ind, alors que *C.gigas*, *S.solea* et *D.labrax* contiennent respectivement $0,64 \pm 1,35$, $0,69 \pm 1,26$ et $0,53 \pm 0,84$ particule cellulose/ind. Cependant, la contamination en MPs par individu n'est pas significativement différente entre les espèces et représente moins de 1 MP/individu ($0,34 \pm 0,64$, $0,13 \pm 0,34$, $0,18 \pm 0,53$ et $0,22 \pm 0,52$ MP/individu pour l'araignée, l'huitre, la sole et le bar respectivement).

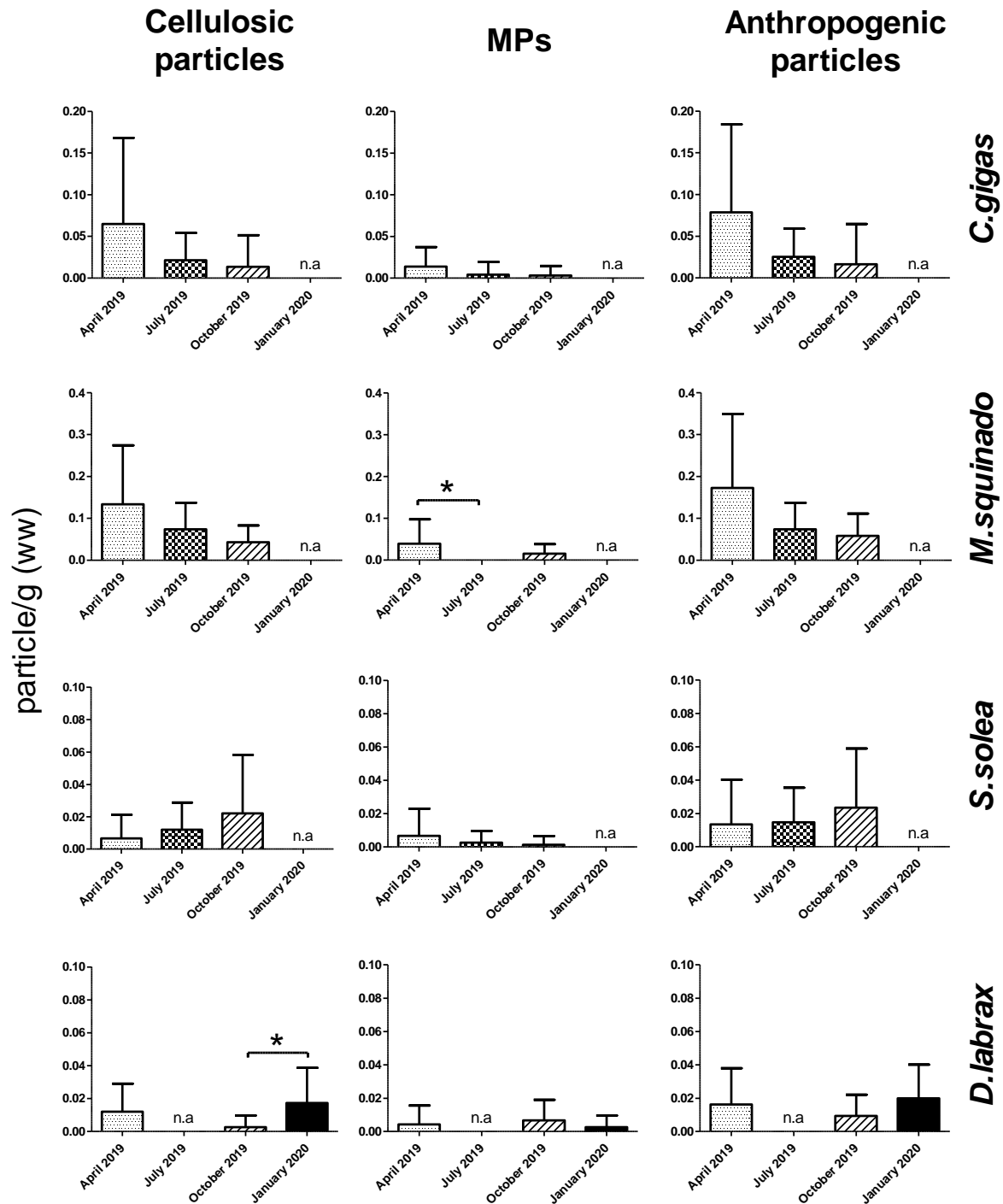


Figure 9: Nombre de particules (particules cellulosiques; MPs; particules anthropiques, somme de la cellulose et des MPs) par gramme de muscle (ww) pour les quatre espèces étudiées, *C.gigas*, *M.squinado*, *S.solea*, *D.labrax*, au cours des saisons (avril 2019, juillet 2019, octobre 2019 et janvier 2020). En juillet 2019, aucun bar n'a été pêché (n.d.), l'échantillonnage a été remplacé en janvier 2020. Les huîtres/araignées de mer/sole commune n'ont pas été échantillonnées en janvier 2020 (n.d.). Moyenne±SD, N=12-15 individus par point, Kruskal-Wallis, * $p < 0,005$

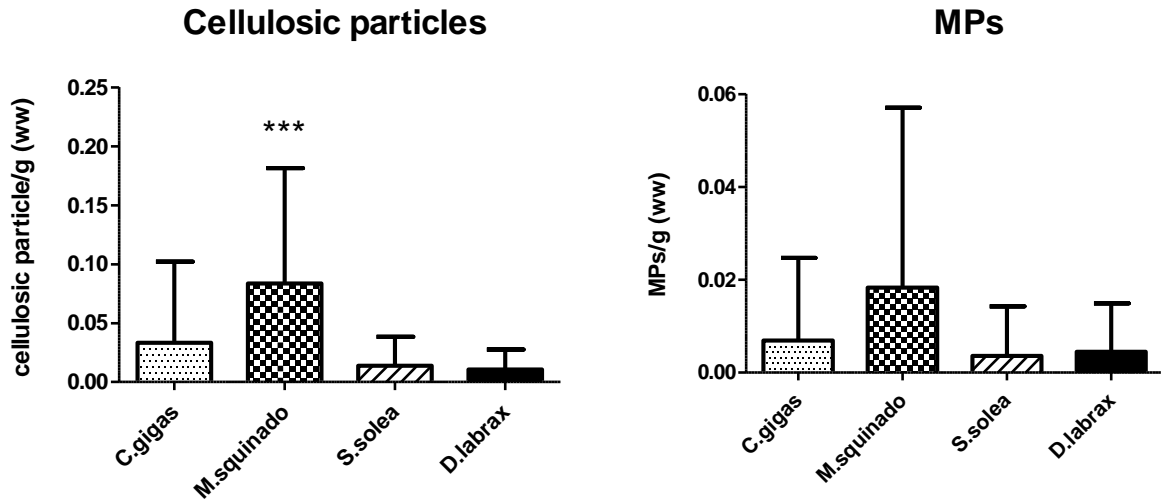


Figure 10: Contamination du biote marin par les particules exprimée en nombre de particules (particules cellulosiques à gauche et MPs à droite) par gramme de muscle (poids frais) sur l'ensemble de l'année pour les quatre espèces, *C.gigas*, *M.squinado*, *S.solea*, *D.labrax*. Moyenne±SD, N=43-45, Kruskal-Wallis, *** $p < 0.001$

Les MPs sont constitués de six types de polymères différents, le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS), le polyéthylène téréphtalate (PET), le polyamide (PA) et le polyacrylonitrile (PAN).

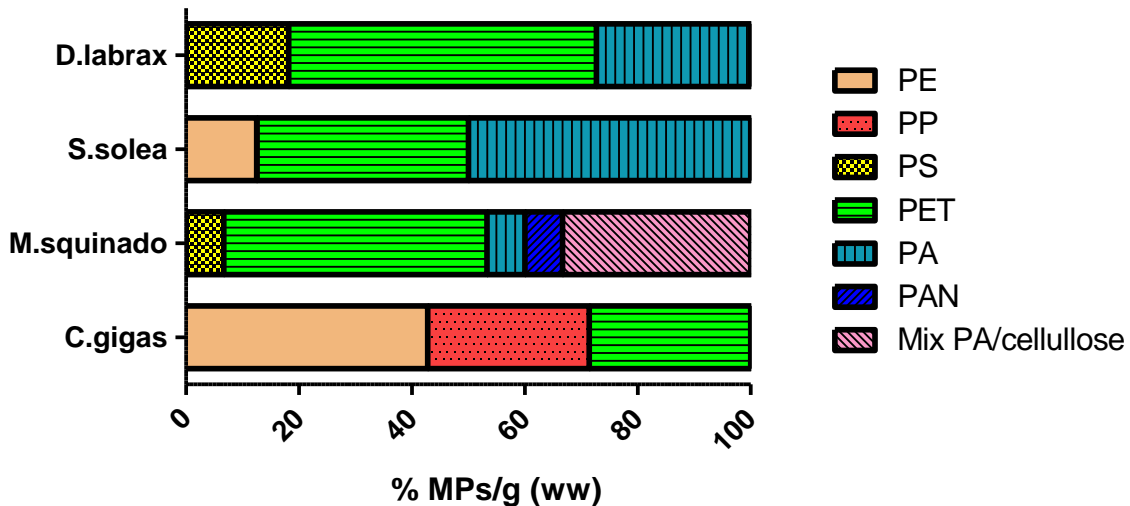


Figure 11 : Distribution des types de polymères (% MPs/g ww) des particules plastiques (% N= 6-15 microplastiques)

Chez l'araignée de mer, un mélange de cellulose et de PA (Mix PA/cellulose) a également été caractérisé. L'identification chimique montre des profils de polymères différents selon les organismes, mais les différences ne sont pas significatives. Le PET est le seul type de polymère trouvé dans tous les organismes échantillonnés et représente l'un des principaux types de polymère (%MPs/g) (Figure 9). Au moins un tiers des organismes échantillonnés sont

contaminés par des particules celluloses alors que moins d'un quart d'entre eux contiennent des MPs (Table 3). Les particules anthropiques sont principalement des fibres, entre 75 et 100% pour les MPs et à plus de 95% pour les particules celluloses (Table 3). Les fibres de cellulose sont majoritairement de couleur bleue alors que les particules de MPs sont de couleurs plus diverses bleues, blanches ou noires suivant les espèces (Table 3).

Tableau 3 : Caractéristiques des particules celluloses et des MPs détectés dans les organismes et pourcentage d'individu contaminé par ces particules (% , N= 42-44)

		Individu contaminé (%)	Forme des particules (%)			Couleur principale
			Fragment	Fibre	Film	
Particules celluloses	<i>C.gigas</i>	33.3	0	100	0	Bleu (56%)
	<i>M.squinado</i>	66.7	1.3	98.7	0	Bleu (40%)
	<i>S.solea</i>	37.8	0	96.9	3.1	Bleu (41%)
	<i>D.labrax</i>	37.8	4.2	95.8	0	Bleu/Blanc (33%)
MPs	<i>C.gigas</i>	15.6	0	100	0	Bleu (86%)
	<i>M.squinado</i>	24.4	0	93.3	6.7	Blanc (47%)
	<i>S.solea</i>	11.1	25	75	0	Noir (50%)
	<i>D.labrax</i>	20.0	18.2	81.8	0	Noir (64%)

5.2. Étude de l'exposition : Contamination des ressources halieutiques par les microplastiques

Plusieurs autres études ont montré la présence de microplastiques dans les ressources halieutiques. Le détail de ces études est présenté dans les tableaux ci-après. Il faut souligner que les publications s'intéressent à la présence de microplastiques uniquement. La contamination par les fibres celluloses n'est que rarement décrite. Dans les études précédentes, les MP ont été analysés principalement dans l'organisme entier ou dans les intestins, ce qui indique une contamination plus élevée des MP par rapport à nos résultats.

Boerger et ses collaborateurs (2010) ont indiqué que des fragments de plastiques de taille du centimètre était retrouvé dans environ un tiers des poisson (2,1 part/ individu) pêchés dans la Gyre du Pacifique Nord¹⁴. Un tiers des poissons pêchés dans la Manche contiennent des microplastiques (1,9 part/ individu) de 130 à 5000µm de taille ¹⁵. Les contenus stomacaux des poissons commercialisés du Portugal contenaient en moyenne 1,4 part/individu¹⁷. Chez les poissons benthiques, Ann Welden et al. ont rapporté 1,46 MP/indiv²³. Dans des zones spécifiques, des niveaux de contamination plus élevés ont été rapportés pour les poissons

pélagiques de la Méditerranée, jusqu'à 2,36 MP/indiv²² et les poissons indonésiens contaminés jusqu'à 5,03 MP/individu¹⁶.

Des microplastiques ont été observés dans les organismes aquatiques échantillonnés, révélant la présence de MPs dans les tissus comestibles d'espèces représentatives du Bassin d'Arcachon. Nous avons détecté 16% d'huîtres de mollusques contaminées ($0,13 \pm 0,34$ MP/indiv), 24% d'araignées de mer de crustacés ($0,34 \pm 0,64$ MP/indiv), 11% de poissons benthiques de sole ($0,18 \pm 0,53$ MP/indiv) et 20% de poissons pélagiques de bar contaminés ($0,22 \pm 0,52$ MP/indiv). Chez les moules (*Mytilus edulis*) jusqu'à 0,6 MP/indiv sur la côte atlantique française ont été décrit et 0,2 MP/indiv dans la Manche^{29,40}. Un niveau de contamination plus élevé a été observé chez les huitres sauvages (*Crassostrea gigas*) avec 2,1 MP/indiv détectés sur la côte atlantique française et 1,8 MP/indiv dans la mer des Salish^{40,41}. Chez les crustacés, des études antérieures ont rapporté jusqu'à 1,39 MP/indiv chez l'araignée de mer *Maja squinado* de la mer Baltique, 2,19 MP/indiv chez le crabe *Carcinus aetuarii* de la mer Adriatique et 0,65 MP/indiv chez le crabe Hippidae *Emerita analoga* de la côte californienne^{23,25,26}.

5.2.1. Poissons

Tableau 4. Contamination aux microplastiques de différentes espèces de poissons pélagiques et benthiques

Espèces	Sites	N indiv.	Echantillon analysé	Traitement des échantillons	Concentration (MP/ind) [taille]	Individus contaminés	Réf.
Poissons pélagiques							
5 espèces	Pacifique Nord	235	Contenu stomacaux	blancs non indiqués	2,1(5,8) Taille ; 1-10cm		14
5 espèces pélagiques + 5 démersales	Manche	504	Contenu TD ^a	Confirmation FTIR blancs non indiqués	1,9-(0,1) [130, >5000 µm]	37%	15
12 espèces	Californie (USA)	64	Contenu TD	Digestion KOH Utilisation de blancs	2,03(2,71)	30%	16
11 espèces	commercialisés Indonésie (Sulawesi)	76	Contenu TD	Digestion KOH Utilisation de blancs LD > 500µm	5,03(6,43) [moy 6300 (6700) µm]	27%	16
26 espèces	commercialisés originaire du Portugal	52	Contenu stomacaux	blancs non indiqués	1,40(0,66) [220-4800µm]	65%	17
2 espèces	Mer Baltique, Mer du Nord	16	Contenu TD	blancs non indiqués Confirmation FTIR LD > 500µm	1-7 part/ind [500-5000 µm]	5,5%	18
<i>Dicentrarchus labrax</i> et <i>punctatus</i>	Bassin d'Arcachon (France)	45	Muscle	Digestion KOH Utilisation de blancs LD > 100µm	0.22	20%	<i>Cette étude</i>
<i>Sardina pilchardus</i>	Manche	20			0,55	45%	19
<i>Sardina pilchardus</i>	Cote méditerranéenne ouest espagnoles	105	Contenu TD		0,21(0,23)	15%	20
2 espèces	Golf du Lion	169	Contenu TD		0,16(0,25)	11,5%	21
28 espèces	Côte méditerranéenne turque	1337	Contenu TD	Digestion H ₂ O ₂ Confirmation FTIR Utilisation de blancs LD>26µm	2,36 [moy 659 µm]	58%	22

**Poissons
benthiques**

<i>Pleuronectes plastessa</i>	Mer celtique		109	Contenu stomacaux	No digestion no hood	1.46(1.02 SD)	50 %	²³
<i>Solea Solea</i>	Bassin (France)	d'Arcachon	45	Muscle	Digestion KOH Confirmation FTIR Utilisation de blancs LD > 50µm	0.18	11%	<i>Cette étude</i>

^a TD : tractus digestif

44°28' 26.6"; 12°14' 52.500E

5.2.2. Crustacés

Tableau 5. Contamination aux microplastiques de différents crustacés

Espèces	Sites	N individus	Echantillon analysé	Traitement des échantillons	Concentration (MP/ind) [taille]	Individus contaminés	Réf.
Crevette <i>Crangon crangon</i>	Mer du Nord, Manche	165	Crevette entières	Digestion HNO ₃ /HClO ₄ Utilisation de blancs LD > 200µm	0,75(0,53) part/g tissus p.h. [200-1000 µm]		24
Crabe <i>Maja squinado</i>	Mer celtique	54	Estomac	No digestion no hood	1.39(0.79 SD)	42.4 %	23
<i>Carcinus aestuarii</i>	Mer Adriatique	90	Contenu TD	KOH digestion no hood	2.19(1.5SE)	7 %	25
<i>Emerita analoga</i>	Californie (USA)	320	DT	No digestion no hood	0.65(1.64SD)	35 %	26
<i>Maja squinado</i>	Bassin d'Arcachon (France)		Organisme entier	Digestion KOH Confirmation FTIR Utilisation de blancs LD > 50µm	0.34	34%	Cette étude

5.2.3. Mollusques

Tableau 6. Contamination aux microplastiques de différents mollusques

Espèces	Sites	N individus	Echantillon analysé	Méthode d'analyse	Concentration (MP/ind) [taille]	Individus contaminés	Réf.
<i>Mytilus edulis</i>	Moules commercialisées et sauvages (berges)	9	Corps mou	Digestion HNO ₃ /HClO ₄ Confirmation test <i>hot point</i> Utilisation de blancs LD > 200µm	0,37(0,22) [200-1500 µm]		27
<i>Mytilus edulis</i>	Commercialisées originaire d'Allemagne	72	Corps mou	Digestion HNO ₃ /HClO ₄ Confirmation Raman Utilisation de blancs	0,36(0,07) part/g p.h.	tissus	28
<i>Mytilus edulis</i>	Sauvages côte franco-belge		Corps mou	Digestion HNO ₃ Confirmation Raman Blancs non indiqués	0,2(0,3) part/g [20-90 µm]	100%	29
9 espèces	Commercialisées originaires de Chine	9	Corps mou	Digestion H ₂ O ₂ Suspension avec NaCl Confirmation µFTIR Utilisation de blancs	2,1-10,5 part/g [5-5000 µm]		30
<i>Crassostrea gigas</i>	Commercialisées originaires de Californie (USA)	4	Corps mou	Digestion KOH LD > 500 µm Utilisation de blancs	1,8 (1,72) part/ind [moyenne 5500 (5800) µm]		16
<i>Crassostrea gigas</i>	Commercialisées originaires de Bretagne (France)	21	Corps mou	Digestion HNO ₃ /HClO ₄ Confirmation Raman Utilisation de blancs	0,47(0,16) [> 5 µm]		28
<i>Crassostrea gigas</i>	Commercialisées originaires du Bassin d'Arcachon (France)		Corps mou	Digestion KOH Confirmation FTIR Utilisation de blancs LD > 50µm	0.11	16%	Cette étude

5.3. Etude de l'exposition : Consommation des ressources halieutiques en France

5.3.1. Vente et production du bassin d'Arcachon

A la halle à marée d'Arcachon, aussi appelée criée, en moyenne 133 ± 21 tonnes de bar ont été vendues entre 2018 et 2019 et 381 ± 4 tonnes de soles³¹. D'après le comité national conchylicole 216917 tonnes de coquillages ont été produites en moyenne par an en France entre 2015 et 2016, dont 8000 tonnes d'huîtres produites annuellement en moyenne sur le Bassin d'Arcachon³².

Tableau 7. Vente et production annuelle moyenne de produits de la mer (Tonnes)

		Arcachon	Total France
Bar	vente H.A.M. 2018-2019	133	2296²
Sole	vente H.A.M. 2018-2019	381	3968²
Araignée	vente H.A.M. 2018-2019	-	1820²
Total ¹	vente H.A.M. 2018-2019	1559	179033²
Huîtres	Production 2015-2016	8000	126259
Total coquillages ³	Production 2015-2016	8000	216917

¹ Baudroie, Sole, Coquille St Jacques, Merlu, Bar, Calmar, Langoustine, Seiche, St Pierre, Sardine, Merlan, Germon, Rouget, Buccin, Maquereau, Lieu Jaune, Eglefin, Dorade, Poulpe, Cardine, Lieu Noir, Turbot, Raies, Dorage Grise, Homard, Barbue, Thon, Congre, Maigre, Tourteau, Crevette, Sabre, Lingue, Emissole, Araignées, Plie, Limande, Morue, Tacaud, Praire, Grondin, Anchois, Roussette, Sar

² Lorient, Le Guilvinec, Les Sables d'Olonne, Boulogne/mer, Erquy, Saint Jean de Luz, Oléron, St Quay Portrieux, Port en Bessin, Roscoff, La Turballe, Granville, Concarneau, Le Croisic, Noirmoutier, Dieppe Cherbourg, Le Grau du Roi, St Guénolé, Loctudy, Sète, Arcachon, Brest, Royan, La Rochelle, Fécamp, Audierne, Agde, St Gilles Croix de Vie, Quiberon, Grandcamp, Douarnenez, Port La Nouvelle, St Malo, Dunkerque, Ile d'Yeu, Cancale

³ Huîtres creuses et plates, moules, coques, palourdes

5.3.2. Achat des ménages Français

D'après les rapports de consommation des produits de la mer de FranceAgriMer les ménages français ont acheté entre 2010 et 2018 en moyenne 124395 ± 7112 tonnes de poissons frais, 14594 ± 1494 tonnes de crustacés et 84196 ± 2282 tonnes de coquillages originaires de France^{33,34}. Ces données ne comprennent pas les achats par les restaurateurs. Les bilans

d’approvisionnement dans les ménages français ont révélé que la part de bar achetée provenait à 62 % d’élevage contre seulement 1% pour les achats de soles.

Tableau 8. Achat des ménages français en produits aquatiques (Tonnes)

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	moy	ET
Bar	5523	4550	3784	3514	3365	3259	3545	3605	3624	3863	683
Sole	3425	3567	3399	3527	3515	2916	2616	2235	1833	3004	606
<i>Total poisson¹</i>	<i>135689</i>	<i>128973</i>	<i>133762</i>	<i>127646</i>	<i>123509</i>	<i>119735</i>	<i>119102</i>	<i>116611</i>	<i>114529</i>	<i>124395</i>	<i>7112</i>
Araignées	1909	1965	1820	1845	2791	2296	2652	2707	2483	2274	374
<i>Total crustacés²</i>	<i>16410</i>	<i>15338</i>	<i>14994</i>	<i>14346</i>	<i>15582</i>	<i>14570</i>	<i>15031</i>	<i>14325</i>	<i>10749</i>	<i>14594</i>	<i>1494</i>
Huîtres	28384	26456	24346	25642	24108	25479	25810	28395	24157	25864	1550
<i>Total coquillages³</i>	<i>88169</i>	<i>83673</i>	<i>85427</i>	<i>86065</i>	<i>83411</i>	<i>84372</i>	<i>83843</i>	<i>83577</i>	<i>79231</i>	<i>84196</i>	<i>2282</i>

¹ Saumon, cabillaud, lieu noir, baudroie(lotte), truite, dorade, bar, merlan, sole, merlu, julienne, thon, raie, églefin, maquereau, sardine, rouget barbet, saumonette, limande, lieu jaune, plie, turbot

² Langoustine, Crevette, Gambas, Tourteau, Langouste, Araignée

³ Huîtres, moule, coquille saint Jacques

5.3.3. Consommation moyenne des produits de la mer par la population générale

Les résultats présentés ci-après proviennent de l’étude INCA3 réalisée par le gouvernement sur plus de 5800 personnes ³⁵. Les données présentées les consommations sur toute la population pondérée en tenant compte de la répartition jours semaine/week-end et jours fériés. Les adultes français de 18 à 79 ans consommaient en moyenne 161 g de poissons et 26 g de crustacés et mollusques par semaine (tableau 9, ANSES 2017).

Tableau 9. Consommations de poissons frais et surgelés, mollusques et crustacés par la population générale (g/sem)

	Homme/femme (18-44 ans) N=783	Homme/femme (45-64 ans) N=827	Homme/femme (>65 ans) N=511	Total N=2121
Poissons	142,8	169,4	190,4	161,0
Crustacés et mollusques	21,7	30,1	28,7	25,9

5.3.4. Consommations des produits de la mer par les forts consommateurs

Dans le cadre de l'étude CALIPSO, l'agence française de sécurité sanitaire des aliments AFSSA a reporté que les forts consommateurs français consommaient en 2014 en moyenne 899 g de produits de la mer par semaine, par adulte, dont 635 g de poisson, 86 g de crustacés, 14 g de céphalopodes, et 165 g de mollusques ³⁶.

Tableau 10. Consommation moyenne de poissons frais et surgelés, mollusques et crustacés par les forts consommateurs (g/sem)

	Homme adultes (18-64 ans) N=243	Femme adultes (18-64 ans) N=630	Homme/femme (>65 ans) N=123
Bar	29,7	23,3	26,2
Sole	49,5	35,1	62,8
<i>Total poisson</i> ¹	<i>633</i>	<i>636,5</i>	<i>787,8</i>
Araignée	4,5	4,3	4
<i>Total crustacés</i> ²	<i>83,4</i>	<i>88,5</i>	<i>88,3</i>
<i>Total céphalopodes</i> ³	<i>17</i>	<i>10,8</i>	<i>7,5</i>
Huître	40,9	27,9	51,3
<i>Total mollusques</i> ⁴	<i>169,9</i>	<i>159,7</i>	<i>183,2</i>
Total	903,0	895,5	1066,8

¹ Anchois, anguille, bar, baudroie, cabillaud, carrelet, colin, dorade, églefin, empereur, eperlan, espadon, flétan, grenadier, grondin, hareng, julienne, lieu jaune, limande, maquereau, merlan, merlu, mérrou, mulot, raie, rascasse, rouget, roussette, Saint-Pierre, sardine, saumon, sébaste, sole, spat, tacaud, thon, turbot

² Araignée de mer, crabe, crevette, écrevisse, étrille, homard, langouste, langoustine

³ Poulpe, seiche,

⁴ Bigorneau, bulot, clam, coque, coquille Saint Jacques, couteau, huître, moule, ormeau, oursin, palourde, patelle, pétoncle, praire, telline, vanneau, violet

⁴ Araignée de mer, bigorneau, bulot, calamar, cigale de mer, clam, coque, coquille Saint Jacques, couteau, crabe, crevette, écrevisse, étrille, homard, huître, langouste, langoustine, moule, ormeau, oursin, palourde, patelle, pétoncle, poulpe, praire, seiche, telline,

5.4. Etude de l'exposition : Estimation de la consommation de microplastiques

Dans le cadre du projet ARPLASTIC, la contamination des ressources halieutiques du bassin d'Arcachon par les microplastiques a été estimée en 2019 pour 4 espèces : un poisson pélagique le bar, un poisson benthique la sole, un crustacé l'araignée de mer et un mollusque l'huître. Ces données de contamination ont été extrapolées à l'aide des données de consommation des produits de la mer par les français et présentées dans le tableau ci-après afin d'estimer l'exposition des français aux microplastiques par leur consommation de produits de la mer. L'estimation de l'exposition a été calculé par la formule suivante :

Quantité ingérée (N MP/sem) = Qté estimée de MP dans les produits de la mer (N MP/g) x consommation de produits de la mer (g/sem)

Tableau 11. Estimation de l'exposition des consommateurs français de produits de la mer aux particules celluloses

	Qté estimée ¹ (N part/g)	Qté ingérée estimée (N part/sem)					
		Fort consommateur			Consommateur moyen		
		Homme 18-64 ans	Femme 18-64 ans	Sujet âgé >65 ans	Homme et femme 18-44 ans	Homme et femme 45-64 ans	Sujet âgé >65 ans
Bar	0,02 ²	0	0	0			
Sole	0,01 ²	1	0	1			
<i>Total poisson</i>	0,02 ²	8	8	10	2	2	2
Araignée	0,08 ³	0	0	0			
<i>Total crustacés</i>	0,08	7	7	7			
Huître	0,03 ⁴	1	1	2			
<i>Total mollusques</i>	0,03	6	5	6			
Total	0.13	20	20	23	4	5	5

¹ Quantité de microparticules par g de tissus consommés par l'homme dans les organismes prélevés entre avril 2019 et janvier 2020 dans le bassin d'Arcachon

² nombre de particules retrouvées dans les chairs

³ nombre de particules retrouvées dans le tube digestif

⁴ nombre de particules retrouvées dans les tissus mous

Tableau 12: Estimation de l'exposition des consommateurs français de produits de la mer aux microplastiques

	Qté estimée ¹ (N MP/g)	Qté ingérée estimée (N MP/sem)			Consommateur moyen		
		Fort consommateur			Homme et femme 18-44 ans	Homme et femme 45-64 ans	Sujet âgé >65 ans
		Homme 18-64 ans	Femme 18-64 ans	Sujet âgé >65 ans			
Bar	0,004 ²	0	0	0			
Sole	0,004 ²	1	0	1			
<i>Total poisson</i>	0,004 ²	3	3	3	1	1	1
Araignée	0,018 ³	0	0	0			
<i>Total crustacés</i>	0,018	2	2	2			
Huître	0,007 ⁴	0	0	0			
<i>Total mollusques</i>	0,007	1	1	1			
Total	0.03	5	5	6	1	1	1

¹ Quantité de microplastiques par g de tissus consommés par l'homme dans les organismes prélevés entre avril 2019 et janvier 2020 dans le bassin d'Arcachon

² nombre de microplastiques retrouvées dans les chairs

³ nombre de microplastiques retrouvées dans le tube digestif

⁴ nombre de microplastiques retrouvées dans les tissus mous

Compte tenu des résultats de cette étude, nous pouvons estimer en France qu'un fort consommateur des produits de la mer ingère en moyenne 26 particules par semaine dont 5 microplastiques et qu'un consommateur moyen ingère en moyenne 6 particules par semaine dont 1 microplastique.

5.5. Etude de la toxicité vis-à-vis de cellules humaines

La fabrication des plastiques associe aux polymères des additifs potentiellement toxiques et susceptibles de se diffuser lors de leur séjour dans l'environnement ou dans les organismes. D'autre part, pour évaluer l'impact des microplastiques sur la santé, il est nécessaire de prendre en compte aussi les contaminants qui peuvent s'adsorber à la surface du plastique au cours de son vieillissement dans l'environnement. En effet, le plastique peut agir comme une contamination diffuse de tous les toxiques accumulés. Différents bioessais ont été testés afin d'évaluer la toxicité d'extraits organiques de macroplastiques environnementaux sur des cellules humaines.

5.5.1. Cytotoxicité

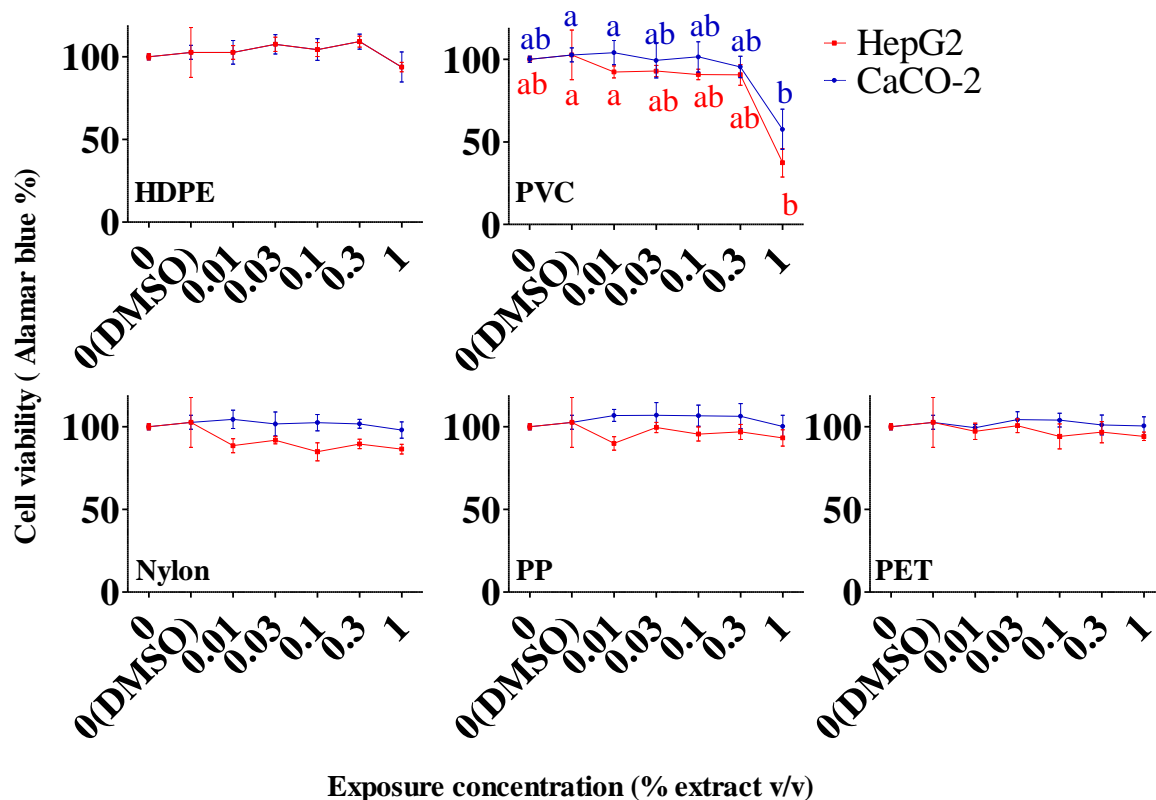


Figure 12. Cytotoxicité des extraits DMSO de plastiques vis-à-vis des cellules hépatiques HepG2 et des cellules intestinales CaCO-2. (% par rapport au témoin, Moyenne±ET, N=3, Anova, $p < 0.05$)

Les tests de toxicité ont été validés par exposition des cellules à un contrôle positif (DMSO à 5% (v/v)) qui induit en moyenne une diminution de la viabilité jusqu'à $44,3 \pm 12,7$ % (Hep-G2) et $49,6 \pm 13,0$ % (Caco-2). Aucune cytotoxicité des extraits DMSO du PET, HDPE, PP et Nylon n'a été observée aux concentrations d'exposition testées. La plus forte concentration de PVC à 1% a induit une baisse de la viabilité cellulaire significative pour les 2 lignées cellulaires soit

jusqu'à $35,6 \pm 12,2$ % (Hep-G2) et $57,6 \pm 21$ % (Caco-2). Il est bien connu que le PVC contient une grande quantité d'additifs par rapport à d'autres polymères. Notamment, le PVC peut contenir jusqu'à 60 % de phatalates une famille d'additifs utilisés comme plastifiants dans la fabrication du plastique.

5.5.2. Stress oxydant

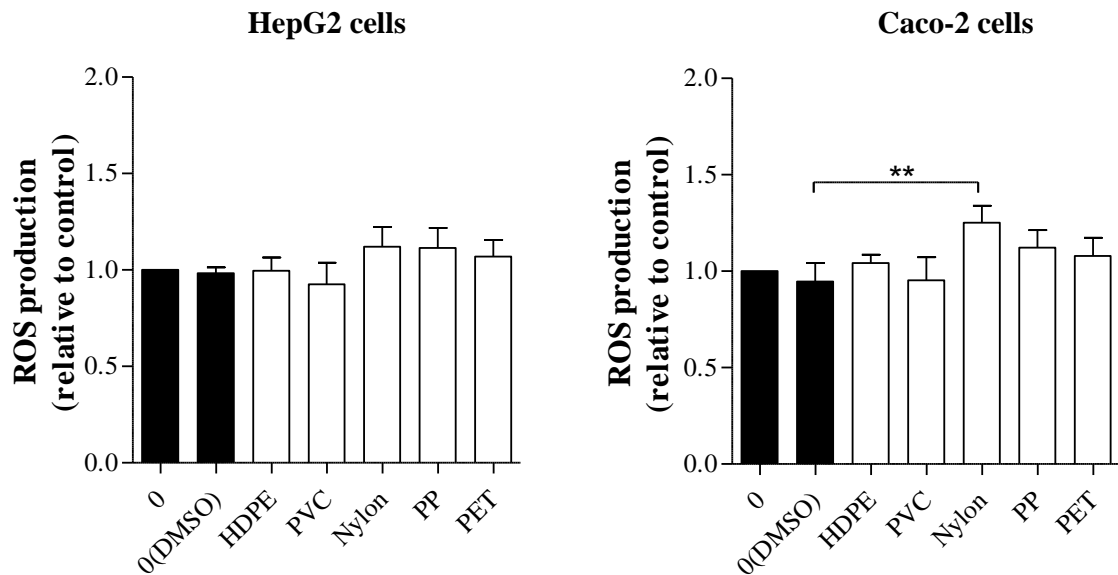


Figure 13. Induction de stress oxydant par les extraits DMSO de plastiques à la concentration 0.3% v/v. (résultats exprimés en production de ROS rapport au témoin DMSO, Moyenne±ET, N=3, Student t-test, $p < 0.05$).

Les tests de mesure de stress oxydant ont été validés avec un contrôle positif à $1 \mu\text{M}$ d' H_2O_2 produisant une induction de $x 6,4 \pm 0,4$ (Hep-G2) et $4,8 \pm 1,8$ (Caco-2) par rapport aux conditions contrôles DMSO. Pour les cellules exposées aux extraits DMSO issus du HDPE, PVC, PP et PET, aucune production significative de stress oxydant n'a été observée. L'extrait de Nylon a induit une production de ROS sur la lignée cellulaire CaCO-2 uniquement avec une production de ROS de $1,32 \pm 0,12$.

5.5.3. Génotoxicité

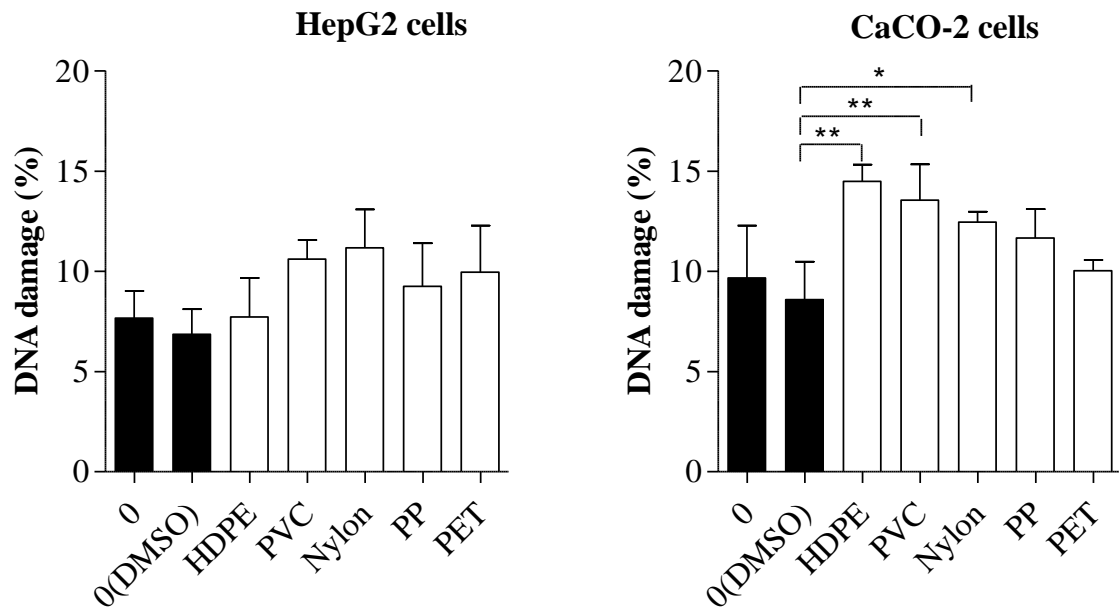


Figure 14. Induction de dommages à l'ADN par les extraits DMSO de plastiques à la concentration 0.3% v/v. (Moyenne±ET, HepG2 N=3, CaCO-2 N=3, Anova - Dunett, $p<0.05$).

Le potentiel génotoxique des extraits de plastiques a été évalué par le test des comètes qui mesure le taux de cassures de l'ADN. Le test a été validé avec un contrôle positif 1 μ M d' H_2O_2 induisant $80.5\pm 13.1\%$ de dommages à l'ADN sur les cellules HepG2 et $77.4\pm 1.7\%$ sur les cellules CaCO-2. Aucun effet génotoxique est obtenu sur les cellules HepG2. Les extraits de Nylon, HDPE et PVC ont induit des effets génotoxique significatifs sur les cellules CaCO-2.

5.5.4. Activité ER

La lignée T47D-Kbluc avec un gène rapporteur luciférase permet de détecter l'activité oestrogénique d'un milieu.

L'activité ER a été validée en utilisant un contrôle positif de 0.6 μ M de bisphenol-A qui a induit une augmentation d'activité x20 comparée au contrôle. Aucun des extraits DMSO des différents types de plastique n'induit d'activité oestrogénique significative par rapport au témoin.

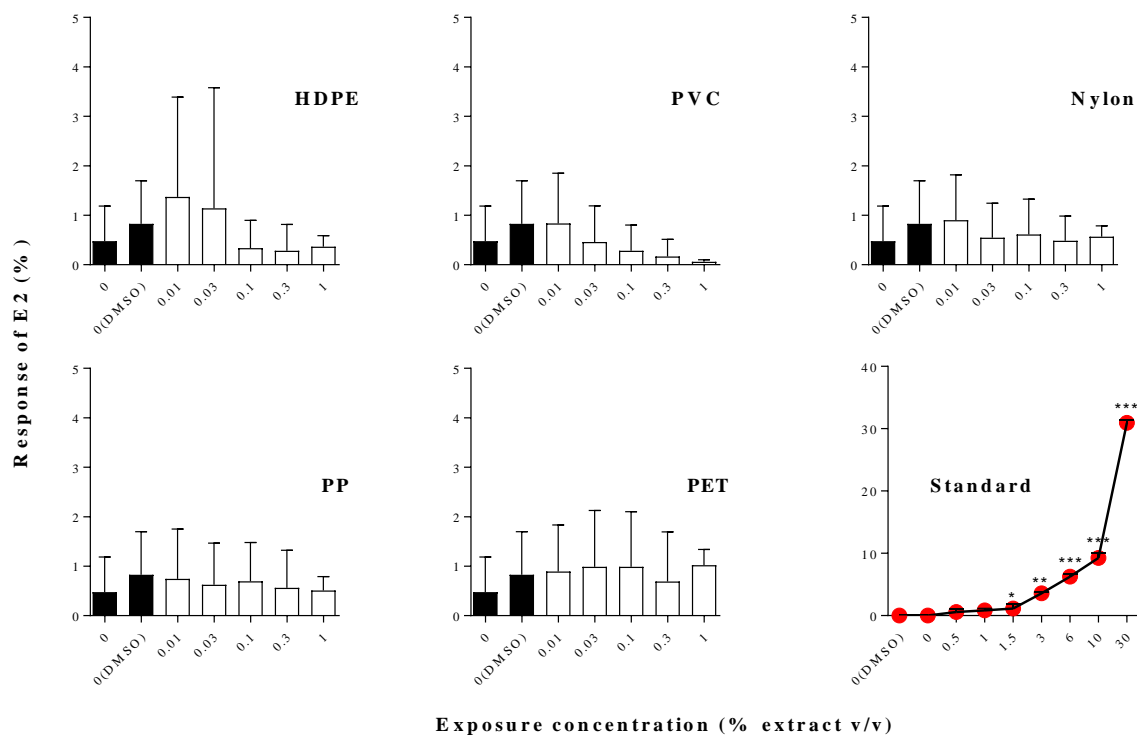


Figure 15 : Bioessai T47D-KBluc avec un gène rapporteur luciférase des extraits DMSO de plastiques à des concentrations croissantes (% comparé au témoin, moyenne±SD, N=3, Anova, $p < 0.05$). La courbe standard est représentée sur le graphique de droite pour des concentrations variables en équivalent estradiol.

5.5.5. Analyse chimique des extraits DMSO des plastiques collectés sur la plage de la Salie

Les analyses des extraits de DMSO montrent la présence de contaminants organiques et métalliques. Le PVC est le plastique le plus contaminé aux HAPs avec un total de 357,1 ng HAPs /g de plastique avec principalement des HAPs de faible poids moléculaire atteignant les concentrations de 93,1 ng/g pour le naphthalène et de 72,0 ng/g pour le phénanthène. L'hexachlorobenzène est retrouvé dans le HDPE (5,9 ng/g) et en plus faible concentration dans le PVC (0,5 ng/g) tandis que l'extrait de PP contient du DDT ainsi que ses produits de dégradation, le DDE et le DDD et différents PCBs (somme des PCBs 18,6 ng/g) (Tableau 15). Aucun des extraits de plastique ne contient de PBDE.

Les concentrations en métaux des extraits DMSO des différents plastiques collectés sont reportés dans la table 14. Les résultats montrent que le zinc est le métal présent en plus grande quantité dans les différents extraits avec en particulier la plus forte concentration pour le PVC avec 4880.8 ± 1973.3 ng/g. Considérant les autres métaux, l'aluminium, le fer et le manganèse sont présents en plus fortes concentrations que l'argent, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le chrome, le cuivre, le gadolinium, le molybdène, le nickel ou le plomb qui ne sont pas significativement différents du contrôle.

Tableau 13: Concentrations en composés organiques des plastiques extraits par le DMSO (ng/g de plastique). Moyenne \pm SD (n=3), LD: limite de détection; LQ: limite de quantification; nc: noncalculable.

Compound	LD	LQ	Blank		HDPE		PVC		Nylon		PP		PET	
			Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
naphthalene	0,6	2,0	<LD	nc	4,6	1,3	93,1	13,4	5,6	nc	4,1	nc	<LD	nc
1-methylnaphthalene	0,6	2,0	<LD	nc	3,9	nc	14,0	4,6	<LQ	nc	<LQ	nc	<LD	nc
2-methylnaphthalene	0,6	2,0	<LQ	nc	7,5	nc	13,8	5,0	3,9	nc	<LD	nc	<LQ	nc
benzothiophene	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	0,7	nc	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
biphenyl	0,6	2,0	<LD	nc	4,9	1,2	49,6	13,0	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
acenaphthylene	0,1	0,4	<LD	nc	<LQ	nc	19,6	6,1	<LQ	nc	<LQ	nc	<LD	nc
acenaphthene	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	2,6	0,1	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
fluorene	0,1	0,4	<LD	nc	<LQ	nc	23,0	6,8	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
dibenzothiophene	0,1	0,4	<LD	nc	<LQ	nc	0,8	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
Phenanthrene	0,6	2,0	<LD	nc	6,7	3,1	72,0	24,2	4,9	0,5	<LQ	nc	<LD	nc
anthracene	0,1	0,2	<LD	nc	0,7	nc	10,4	5,1	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
fluoranthene	0,1	0,4	<LD	nc	5,3	4,0	23,4	13,3	4,1	0,8	1,0	0,5	<LD	nc
pyrene	0,1	0,4	<LD	nc	6,5	4,6	19,0	10,8	2,8	0,3	1,3	0,4	<LD	nc
2-methylfluoranthene	0,1	0,2	<LD	nc	1,0	nc	1,2	0,6	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
benzo[a]anthracene	0,1	0,4	<LD	nc	5,0	2,9	3,0	1,7	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
chrysene	0,1	0,4	<LD	nc	11,8	6,8	5,7	2,6	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc
benzo[b]fluoranthene	0,1	0,4	<LD	nc	7,8	4,0	1,2	nc	1,9	0,6	0,6	0,3	<LD	nc
benzo[k]fluoranthene	0,1	0,4	<LD	nc	10,3	5,1	1,8	nc	1,7	0,4	0,7	0,1	<LD	nc
Benzo[e]pyrene	0,1	0,4	<LD	nc	2,1	1,8	1,1	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
benzo[a]pyrene	0,1	0,4	<LD	nc	6,2	3,6	1,3	nc	0,7	0,1	<LD	nc	<LD	nc
perylene	0,1	0,4	<LD	nc	1,1	0,6	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	0,1	0,4	<LD	nc	4,4	2,8	<LD	nc	1,2	0,6	<LQ	nc	<LD	nc

	Dibenzo[a,h]anthracene	0,1	0,4	<LD	nc	1,3	0,9	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc
	Benzo[ghi]péryléne	0,1	0,4	<LD	nc	3,7	3,3	<LQ	nc	1,3	nc	<LD	nc	<LD	nc
	Total (PAHs)		0,0	0,00	-	94,9		357,1		28,0		7,6		0,0	
PCBs	PCB-7	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	PCB 28	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	PCB-52	0,0	0,0	<LD	nc	0,1	0,0	<LD	nc	0,1	0,0	0,2	0,1	<LD	nc
	PCB-35	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	PCB 101	0,1	0,2	<LQ	nc	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	1,0	0,3	<LD	nc
	PCB 77	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	0,5	0,1	<LD	nc
	PCB 135	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
	PCB 118	0,1	0,2	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	1,6	0,5	<LD	nc
	PCB 153	0,0	0,0	<LQ	nc	0,1	nc	<LQ	nc	<LD	nc	6,9	1,6	<LD	nc
	PCB 105	0,1	0,2	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	0,3	0,1	<LD	nc
	PCB 138	0,1	0,2	<LQ	nc	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	5,7	1,2	<LD	nc
	PCB 156	0,1	0,2	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
	PCB 180	0,0	0,0	<LQ	nc	0,1	nc	0,1	0,0	<LQ	nc	2,4	0,4	<LQ	nc
	PCB 169	0,1	0,2	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	Total (PCBs)			0,00	-	0,3	-	0,1		0,1		18,6		0,0	
Pesticides	Alpha-BHC	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	hexachlorobenzene	0,1	0,2	<LD	nc	5,9	2,2	0,5	0,3	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
	atrazine	0,6	2,0	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	Beta-BHC	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	gama bhc	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
	Delta-BHC	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	acetochlore	0,1	0,2	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	methylparathion	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	alachlore	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
	aldrine	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	metolachlore	0,6	2,0	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc

	chlorpyrifos	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	ethylparathion	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	isodrine	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	metazachlore	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	pendimethaline	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	chlorfenvinphos	0,6	2,0	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	2-4-dde	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	endosulfan alpha	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	4-4-dde	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	9,0	1,9	<LD	nc
	dieldrine	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc
	2-4-ddd	0,1	0,2	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	endrine	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	endosulfan beta	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	4-4ddd	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	0,4	0,2	<LD	nc
	2,4-ddt	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LQ	nc	<LD	nc
	endosulfan sulfate	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	4-4ddt	0,1	0,2	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	0,7	0,6	<LD	nc
	Total (Pesticides)			0,0	-	5,9		0,5		0,0	nc	10,1		0,0	
PBDES	BDE 28	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	BDE 47	0,6	2,0	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	BDE 100	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	BDE 99	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	BDE 154	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	BDE 153	0,1	0,4	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	BDE 183	0,6	2,0	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc	<LD	nc
	Total (PBDEs)			0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0	

Tableau 14: Concentrations en composés métalliques des plastiques extraits par le DMSO après correction du blanc (ng/g de plastique). Moyenne \pm SD (n=3). NS: pas significativement différent du blanc. ^(a) n=2; ^(b) n=6

	HDPE ^(a)	PVC	Nylon ^(b)	PP	PET
Al	87.9 \pm 152.3	1606.9 \pm 394.1	286.4 \pm 406.5	357.7 \pm 70.8	708.5 \pm 189.0
Fe	83.0 \pm 0.8	845.6 \pm 54.0	234.6 \pm 75.3	77.3 \pm 81.3	67.0 \pm 21.7
Mn	55.9 \pm 17.6	135.7 \pm 20.5	368.0 \pm 95.7	98.5 \pm 46.8	36.0 \pm 28.9
V	NS	NS	167.5 \pm 82.5	NS	NS
Zn	1494.5 \pm 279.3	4880.8 \pm 1973.3	2120.2 \pm 285.8	148.0 \pm 85.8	965.0 \pm 202.5

5.5.6. Conclusions

Tableau 15 : Toxicité des extraits DMSO de plastiques environnementaux

	HDPE		PVC		Nylon		PP		PET	
	H ¹	C ²	H	C	H	C	H	C	H	C
Cytotoxicité			1%	1%						
Induction de stress oxydant						0.3%				
Génotoxicité		0.3%		0.3%		0.3%				
Activité oestrogénique										

¹HepG2 ; ²CaCO-2

Les bioessais proposés sur lignées cellulaires mettent en évidence différents effets toxiques pour les extraits organiques des microplastiques testés. **Le PVC est le plus toxique** avec des effets aigus sur les deux lignées cellulaires ainsi que des effets génotoxiques. Des études antérieures ont montré que les extraits de produits en PVC étaient plus toxiques que d'autres produits en plastiques pour l'environnement aquatique comme pour les copépodes harpacticoïdes³⁷, les larves de balane^{38, 39} ou les larves d'oursins⁴². Ces observations ne sont pas surprenantes car les additifs sont utilisés en grandes quantités dans le PVC^{43, 44}. Notamment, les phtalates sont utilisés dans le PVC comme plastifiants pour obtenir une plus grande flexibilité des produits. Nous n'avons pas pu doser ces composés car leur analyse est souvent compliquée à cause d'une contamination élevée des blancs de laboratoire. Cependant, aucune activité oestrogénique n'étant observée, il est possible que ce PVC vieilli dans l'environnement ait perdu ces composés qui, comme de nombreux additifs plastiques, sont associés de manière non covalente à la matrice polymère et sont donc facilement lessivés dans les milieux aquatiques. En effet, une étude récente montre que des microbilles de PVC incubées pendant trois mois dans le milieu marin perd un tiers des phtalates⁴⁵. Les effets toxiques observés dans notre étude pourraient être associés à la forte concentration en zinc des extraits de PVC. Ce composé, utilisé comme stabilisant thermique, est cytotoxique chez les lignées cellulaires branchiales de poisson zèbre et de carpe à partir de 0,16 µg/mL et 15µg/ml respectivement^{46, 47}. Le zinc est capable d'induire du stress oxydant et la production de ROS chez différentes espèces animales et lignées cellulaires^{46, 48}. Les fortes concentrations en zinc mesurées dans les extraits de PVC, nylon et HDPE (respectivement 4880.8 ± 1973.3, 2120.2 ± 285.8 et 1494.5 ± 279.3 ng Zn/g plastique) peuvent expliquer la production de ROS et/ou l'induction de génotoxicité sur les cellules CaCO-2. Ces effets n'étant pas observés pour les extraits de PP et PET qui sont moins contaminés en métaux. Les HAPs ne sont pas des additifs connus du PVC, ces composés présents en quantité non négligeable dans l'extrait de PVC pourraient s'être adsorbés sur le matériau au cours de son vieillissement dans l'environnement. De même les PCBs, l'hexachlorobenzène, et les DDTs présents dans le PP et

le HDPE peuvent avoir été adsorbés pendant leur séjour dans le milieu marin⁴⁵. **Aucun effet toxique n'est observé pour les extraits de PP et de PET.** Le PET est généralement considéré comme un polymère non nocif car il est souvent utilisé comme emballage plastique alimentaire. Dans notre étude aucun des composés organiques dosés n'est retrouvé dans le PET et les métaux ne sont pas présents en fortes quantités non plus. La lignée **CaCO-2 apparait plus sensible** que la lignée HepG2 aux contaminants extraits des différents plastiques.

6. Communication

6.1. Création d'une page web

https://www.epoc.u-bordeaux.fr/index.php?lang=fr&page=eq_ea_arplastic

6.2. Communication des résultats

6.2.1. Publications

Lefebvre C., Jalón Rojas I., Lasserre J., Villette S., Lecomte S., Cachot J., Morin B. Stranded in the high tide line: spatial and temporal variability of beached microplastics in a semi-enclosed embayment (Arcachon, France). 797, 149144, Sci. Tot. Environ. (2021). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149144>

Jalon-Rojas I.; Romero-Ramírez A.; Fauquembergue K.; Rossignol L.; Cachot J.; Sous D.; Morin B.. Effects of biofilm and particle physical properties on the rising and settling velocities of microplastic fibers and sheets. Environ. Sci. Techno. (2022) 56(12), 8114-8123

Lefebvre C., Lebihanic F., Jalón-Rojas I., Dusacre E., Chassaigne-Viscaino L., Bichon L., Clérandeau C., Morin B., Lecomte S., Cachot J. Spatial distribution of anthropogenic particles and microplastics in a meso-tidal lagoon: a multi-compartment approach. Soumis à Sci. Tot. Environ.

Lefebvre C., Lebihanic F., Loisel T., Combes Y., Chassaigne-Viscaino L., Morin B., Cachot J. Lecomte S., Microplastics and anthropogenic particles in the Arcachon Bay coastal lagoon: distribution across seasons in different abiotic compartments. En préparation

Cormier B., Le Bihanic F., Lefebvre C., Rampazzo G., Lecomte S., Cachot J., Morin B. Plastic contamination of edible parts of marine organism in the North Atlantic French coast. En préparation

Le Bihanic F., Cormier B., Dassié E., Jezequel R., Le Floch S., Cachot J., Morin B. Chemicals from environmental aged plastics are toxic to human cells. En préparation

6.2.2. Communications en congrès scientifiques

CO : Communication orale, CA : Communication par Affiche

- Lefebvre C., Clérandeau C., Villette S., Perdriat Q., Le Bihanic F., Morin B., Lecomte S., Cachot J. *Suivi mensuel de l'échouage en microplastiques (1-5mm) sur trois plages du Bassin d'Arcachon*. Polymères et Océans Créteil 24-26 juin 2019 (CO)
- Lefebvre C., Le Bihanic F., Clérandeau C., Villette S., Morin B., Lecomte S., Cachot J. (2020). Distribution of microplastics in abiotic and biotic compartments of Arcachon Bay during spring and summer. 30th SETAC Europe 30th annual meeting 3-7 May 2020. Virtual meeting (CO)
- Lefebvre C., Clérandeau C., Le Bihanic F., Jalon Rojas I., Morin B., Lecomte S., Cachot J. (2020) Monthly survey of microplastic beaching in the Arcachon Bay (France) and relationship with environmental factors. MICRO 2020, Virtual meeting, (23-27 November 2020) (CO)
- Le Bihanic F., Clérandeau C., Cachot J., Morin B. Are chemicals from aged plastic collected on beaches toxic for human cells? MICRO 23-27 Novembre 2020. (CO)
- Lefebvre C., Clérandeau C., Vilette S., Perdriat Q., Morin B., Lecomte S., Cachot J. (2019) Suivi mensuel des échouages de microplastiques (1-5 mm) sur trois plages du Bassin d'Arcachon. Polymères et Océan, 24-26 Juin 2019, Paris (CA)
- Lefebvre C., Clérandeau C., Vilette S., Perdriat Q., Morin B., Lecomte S., Cachot J. (2019) Suivi mensuel des échouages de microplastiques (1-5 mm) sur trois plages du Bassin d'Arcachon. GDR Ecotoxicologie Aquatique, 18-20 Novembre 2019, Bordeaux (CA)
- Le Bihanic F., Lefebvre C., Clérandeau C., Vilette S., Jalon I., Sottolichio A., Lecomte S., Cachot J., Morin B. (2019) ARPLASTIC: Etude de la contamination par les microplastiques de l'écosystème et des produits de la mer dans le Bassin d'Arcachon. Première étude du risque sanitaire. GDR Ecotoxicologie Aquatique, 18-20 Novembre 2019, Bordeaux (CO)
- Lefebvre C., Le Bihanic F., Clérandeau C., Villette S., Morin B., Lecomte S., Cachot J. (2020). Distribution of microplastics in abiotic and biotic compartments of Arcachon Bay during spring and summer. 30th SETAC Europe 30th annual meeting 3-7 May 2020. Virtual meeting (CO)
- Lefebvre C., Clérandeau C., Le Bihanic F., Jalon Rojas I., Morin B., Lecomte S., Cachot J. (2020) Monthly survey of microplastic beaching in the Arcachon Bay (France) and relationship with environmental factors. MICRO 2020, Virtual meeting, (23-27 November 2020) (CO)
- Le Bihanic F., Clérandeau C., Cachot J., Morin B. (2020) Are chemicals from aged plastic collected on beaches toxic for human cells? MICRO 2020, Virtual meeting, (23-27 November 2020) (CO)
- B. Morin, J. Cachot, C. Clérandeau, B. Cormier, G. Detandt, I. Jalón Rojas, F. LeBihanic, S. Lecomte, C. Lefebvre, A. Sottolichio, S. Villette. Microplastic contamination of the ecosystem and sea products. Arplastic: a case study of the Arcachon Bay. 2021 Isobay 17, online (1-4 June 2021) (CO)
- F. Le Bihanic, B. Cormier, C. Lefebvre, S. Lecomte, J. Cachot, B. Morin. Contamination des ressources halieutiques par les microplastiques et étude de l'exposition : cas de la

Baie d’Arcachon (côte l’Atlantique Nord française). ECOBIM 2021, Virtual meeting (31 may-04 june 2021) (CO)

- B. Cormier, F. Le Bihanic, E. Dassié, J. Receveur, R. Jezequel, S. Le Floch, J. Cachot, B. Morin. Chemicals from environmental aged plastics are toxic to human cells. SETAC Europe 32nd annual meeting 15-19 May 2022. Copenhagen, Denmark (CA)
- B. Cormier, F. Le Bihanic, S. Lecomte, C. Lefebvre, J. Cachot, B. Morin. Plastic contamination of edible parts of marine organism in the North Atlantic French coast. SETAC Europe 32nd annual meeting 15-19 May 2022. Copenhagen, Denmark (CA)
- C. Lefebvre, B. Cormier, F. Le Bihanic, G. Rampazzo, B. Morin, S. Lecomte, J. Cachot. Temporal variability of microplastic and anthropogenic particles uptake by four commercial species from Arcachon Bay (North-East Atlantic, France). SETAC Europe 32nd annual meeting 15-19 May 2022. Copenhagen, Denmark (CA)
- B. Morin, B. Cormier, F. Le Bihanic, S. Lecomte, C. Lefebvre, J. Cachot. Microplastics occurrence in the edible tissues of seafood of Atlantic French coast and its impact on food safety. PRIMO 21, 22-25 may 2022, Goteborg, Suède (CA)
- B. Morin, C. Lefebvre, F. Le Bihanic, Christelle Clérandeau, S. Lecomte, J. Cachot. Répartition spatiale de la contamination par les microplastiques et les particules anthropiques dans le Bassin d’Arcachon (côte Atlantique). ECOBIM 2022, 11-13 May-Namur (CO)

6.2.3. Communication grand public

- Cachot J., Pollution plastiques et microplastiques en milieu marin. Fête de la science Lacanau 2019
- Cachot J., Morin B., Lefebvre C., *Macro et microplastiques*. Fête de la science Talence 2019
- B. Morin. Conférence invitée. Conférence organisée pour l’expédition scientifique Terre M’Eyre organisée par le Parc Naturel Marin, la Pagaie Sauvage et le Parc naturel régional des Landes de Gascogne. Contamination par les microplastiques de l’écosystème du Bassin d’Arcachon et leurs impacts sur les organismes aquatiques. 24/09/2022
- F. Lebihanic. Réunion publique organisée par la commission Qualité de l’eau du Parc Naturel Marin. Le Teich 17/03/2023

7. Conclusions et perspectives

Cette étude a permis d'établir un état des lieux détaillé de la contamination en particules anthropiques (AP) et microplastiques (MP) au sein du Bassin d'Arcachon et dans les zones côtières adjacentes. Ils comprennent l'analyse de la distribution spatio-temporelle au sein de cinq compartiments abiotiques et quatre espèces marines.

L'analyse de la distribution spatiale de la contamination a été effectuée sur cinq compartiments. Elle a permis de mettre en évidence des profils de contamination contrastés dans les eaux de surface, dans la colonne d'eau, et dans une moindre mesure au niveau de la laisse de mer. Les profils de contaminations sont plus ou moins prononcés selon les compartiments et les paramètres étudiés. Ainsi, la zone océanique présente des mélanges de particules en terme de formes et de polymères pour les échantillons de surface et de colonne d'eau. Les concentrations peuvent y être faibles à élevées, parfois au sein d'un même compartiment (i.e. colonne d'eau). La zone de l'embouchure, se démarque quant à elle par un profil de contamination singulier des eaux de surface et de la laisse de mer. En surface, de fortes concentrations et des proportions élevées de fragments et de PE y sont décrits. Dans la laisse de mer, les échantillons présentent aussi de fortes concentrations en MP mais la composition est similaire aux autres zones. Enfin, dans la zone intérieure du bassin, des niveaux de contaminations faibles sont décrits en surface et dans la colonne d'eau. Par ailleurs, le profil est dominé par la présence de fibres et de composés celluloseux. Les profils de contaminations au sein de ces compartiments semblent être principalement influencés par l'hydrodynamisme de la zone. En outre, la diversité de formes s'est révélée plus importante en surface que dans la colonne d'eau et les sédiments intertidaux. Les polymères de plus faible densité ont aussi été majoritairement identifiés en surface et cette proportion décroît dans la colonne d'eau, puis dans les sédiments intertidaux. Des pistes ont été proposées pour comprendre les dynamiques de transports entre les différents compartiments étudiés. Ainsi, une combinaison de processus de dispersions influencés par les caractéristiques des AP et MP (i.e. morpho-métriques et physico-chimiques), les facteurs environnementaux (e.g. hydrodynamisme) et certaines pressions anthropiques (e.g. rejets d'eaux usées) permettent d'expliquer une partie de cette zonation horizontale et verticale. Ces résultats sont en cours de publication.

Les concentrations dans les eaux usées traitées rejetées par le Wharf de la Salie sont de 2687.35 ± 1335.24 AP.m⁻³ et 614.74 ± 481.35 MP.m⁻³. Ce sont principalement des fibres (80% des particules) de cellulose (70%) qui sont rejetées. En effet, les fibres (qui peuvent provenir du lavage des textiles) ne sont pas toutes retenues par le traitement de la STEP et peuvent être partiellement libérées dans le milieu aquatique. D'autre part, des fragments caoutchouteux, non identifiés en spectroscopie, sont également rejetés par le Warf et pourraient provenir de l'usure des pneus.

L'analyse de la distribution temporelle de la contamination a révélé des tendances saisonnières occasionnelles qui ne concernent pas tous les compartiments et paramètres étudiés. Ainsi, les particules de surface présentent un profil de forme atypique en été et en hiver. Ces profils pourraient être liés à une saisonnalité dans la nature ou l'intensité des

activités anthropiques au sein du Bassin d’Arcachon. Concernant le compartiment biotique, deux des quatre espèces étudiées présentaient des variations temporelles en AP (i.e. huîtres et sole) et en MP (i.e. huître uniquement). La variabilité la plus marquée distingue la saison automnale, notamment chez les huîtres. En effet, moins de AP et MP ont été détectés au sein des échantillons d’huîtres à cette saison. Elle correspond à une période de repos dans le cycle biologique annuel de cette espèce. Cela suggère que des processus physiologiques régis par les rythmes biologiques de l’espèce peuvent influencer la quantité de particules filtrées et accumulées par ces organismes.

Ce projet de recherche a permis d’apporter une description fine des caractéristiques morphométriques et chimiques d’une large gamme de particules anthropiques (e.g. MP, fibres celluloseuses, fragments caoutchouteux) au sein de neuf types d’échantillons différents. En outre, cette étude a mis en lumière la distribution spatio-temporelle de la contamination en AP et MP au sein de cinq compartiments abiotiques (i.e. eaux de surface, colonne d’eau, sédiment intertidaux, laisse de mer et eaux usées traitées), mais aussi de quatre organismes aquatiques (i.e. l’huître creuse, l’araignée de mer, la sole commune et le bar). Ainsi, un total de 20 883 particules a été dénombré dans le cadre de cette étude. Les caractéristiques morphométriques et les natures chimiques ont été recueillies pour tout ou partie des particules prélevées en fonction des différents échantillons. Les échantillons de surface et de la colonne d’eau du Bassin d’Arcachon présentaient un niveau de contamination globalement plus élevée que dans les eaux de l’Atlantique, mais moins élevée que les eaux côtières du Pacifique Nord-est. Les concentrations chez les araignées de mer et les bars tendent à être plus élevées en comparaison des individus retrouvés respectivement en mer Celtique et en estuaire de Seine. Les sédiments intertidaux, la laisse de mer, les huîtres et les soles présentent des concentrations globalement plus faibles que celle décrites dans la littérature. La description de la contamination par le biais d’une approche spatio-temporelle intégrant plusieurs compartiments marins est encore peu fréquente au vu de la dimension chronophage de ce type d’étude.

Le suivi mensuel des particules échouées sur l’année 2019 a permis d’identifier le site de Pereire comme le site le plus contaminé en microplastiques de 1 à 5 mm. Ces microplastiques sont majoritairement des granulés et des fragments de PE. Les plus fortes abondances de MP échoués sont retrouvées lors des conditions hydrodynamiques très énergétiques (forts vents, grandes vagues et grand débit) pendant la période automnale-hivernale, avec un maximum en février. La saison printanière-estivale présente en revanche des faibles abondances avec un minimum en septembre. Ces résultats ont été publiés dans *Science of the Total Environment* (Lefebvre et al., 2021).

Par la suite, une analyse plus fine des données collectées pourra être réalisée, notamment pour tester la relation entre la contamination de certaines zones avec des paramètres environnementaux (e.g. vent, débit) dont certains paramètres hydrologiques (e.g. matière en suspension, carbone organique total, température, salinité, chlorophylle a) ou encore les dynamiques sédimentaires du Bassin d’Arcachon (projet ARCADE). Aussi, les données collectées dans cette étude serviront à calibrer le modèle de distribution des MP dans le Bassin d’Arcachon actuellement en cours de développement (Isabel Jalón Rojas, Equipe METHYS –

UMR EPOC). Il vise à coupler le modèle TrackMPD qui décrit le transport des MP dans l'environnement marin et le modèle MARS décrivant l'hydrodynamisme de la région. Ce nouveau modèle permettra de tester les hypothèses avancées dans l'interprétation des distributions spatiales, mais aussi des dynamiques de transport. Ceci permettra d'aller plus loin dans la compréhension des différents mécanismes de dispersion des MP pour cette lagune mésotidale. Des simulations précisant les origines géographiques et les points d'entrée potentiels (e.g. Leyre, océan) ou identifiés (i.e. rejet par l'émissaire des eaux usées) peuvent aussi aider à définir les sources et origines les plus probables de la contamination du Bassin d'Arcachon. Néanmoins, le séjour plus ou moins long de ces particules au sein des différents compartiments aquatiques conduit à une fragmentation et une dégradation pouvant aussi engendrer des changements de propriétés physico-chimiques des MP (e.g. masse, rugosité, oxydo-réduction), tout comme leur colonisation par des micro-organismes (e.g. virus, bactéries, microalgues, champignons). Toutes ces interactions influencent les dynamiques de transport des MP au sein et entre les différents compartiments marins, rendant d'autant plus complexe leur modélisation et leur étude. Certains de ces paramètres peuvent être plus délicat à intégrer dans les modèles actuels mais ces derniers sont régulièrement affinés. Il est notamment possible de prendre en compte la colonisation de certaines formes de MP dans les modèles incluant trois dimensions. Ces résultats ont été publiés par Jalón-Rojas et al. dans *Environmental Science & Technology* en 2022.

La contamination des ressources halieutiques du bassin d'Arcachon par les microplastiques a été mesurée en 2019 pour 4 espèces : le bar, la sole, l'araignée de mer et l'huître. Il s'avère que au moins un tiers des organismes échantillonnés sont contaminés par des particules celluloses alors que moins d'un quart d'entre eux contiennent des MPs. L'araignée de mer est l'espèce parmi celles étudiées qui est la plus contaminée avec 65% des individus contenant des particules anthropiques et 25% contenant des MPs. Les particules anthropiques sont principalement des fibres. Les fibres de cellulose sont majoritairement de couleur bleue alors que les particules de MPs sont de couleurs plus diverses bleues, blanches ou noires suivant les espèces (Tableau 3).

A l'aide des données de consommation des produits de la mer, une estimation de l'exposition des français aux microplastiques conduit à considérer qu'un fort consommateur des produits de la mer ingère en moyenne 26 particules par semaine dont 5 microplastiques, et qu'un consommateur moyen ingère en moyenne 6 particules par semaine dont 1 microplastique.

D'autre part, les résultats de cette étude montrent que les contaminants désorbés de plastiques échoués sur la plage de la Salie présentent des effets toxiques (cytotoxicité, stress oxydant et génotoxicité) sur les lignées cellulaires hépatiques et intestinales humaines dont l'intensité dépend du type de plastique. Les analyses des extraits de DMSO montrent la présence de contaminants organiques et métalliques. Le PVC est le plastique le plus contaminé aux composés organiques (HAPs) et métalliques (Zinc) et celui qui présente des effets toxiques les plus importants, mortalité sur les deux lignées cellulaires ainsi que des effets génotoxiques. Aucun effet toxique n'est observé pour les extraits de PP et de PET. Ces plastiques, et notamment le PET, sont soit moins additivés soit les additifs ont été lessivés lors de leur séjour dans le milieu.

Les recherches portant sur la composition et la quantité d'AP et MP, leur dégradation, leurs origines, leurs transports, leur colonisation ou encore leurs risques toxicologiques et écotoxicologiques permettraient non seulement d'accroître les connaissances scientifiques, mais elles pourraient aussi aider aux prises de décisions dans les politiques publiques à l'échelle locale, nationale ou internationale. Ainsi, ces recherches peuvent nourrir les dispositifs et outils déjà existants (surveillance de la pollution, bases de données ouvertes). Ils soutiennent aussi l'implémentation de nouveaux outils dans la réglementation de la pollution (e.g. directives européennes). De nombreux outils et cadres juridiques existants permettent une réduction des flux qui pourrait d'ores et déjà être perceptibles sur certains types de MP (e.g. granulés). Toutefois, des études de cas démontrent qu'ils ne sont pas encore suffisamment efficaces. Actuellement, les législations en place ne sont que peu contraignantes, tant pour les secteurs industriels, les consommateurs, ou encore les opérateurs en charge de la gestion finale des déchets plastiques ou bien ceux issus de la filière textile. Les enjeux liés aux diverses contaminations émises par les activités anthropiques sont aujourd'hui critiques et ils ne peuvent être totalement ignorés. Aujourd'hui en 2023, notre communauté scientifique sait que la production des plastiques et sa consommation conséquente ne cessent de croître augmentant les impacts sur l'ensemble des écosystèmes, humains compris, au point d'avoir franchi en 2022 l'une des neuf limites planétaires qui définissent les seuils d'habitabilité de la Terre. Dans ce contexte, un accord mondial pour mettre fin à la pollution plastique est en cours de discussion aux Nations Unies. Un comité intergouvernemental de négociation (ICN) a été créé et est chargé d'élaborer un traité « instrument international juridiquement contraignant sur la pollution plastique, y compris dans le milieu marin » d'ici fin 2024. La deuxième réunion de ce comité aura lieu en France en mai 2023. Le ministère qui mène les négociations pour la France propose d'associer toutes les parties prenantes dont les scientifiques en faisant un appel à propositions. Un groupe de travail est en train de se constituer pour soutenir les négociations du Traité des Nations Unies en identifiant les éléments les plus importants de la communauté scientifique, compris et mobilisables par les décideurs politiques au sujet des plastiques et de la pollution plastique. Les connaissances acquises dans le cadre de ce projet de recherche peuvent apporter une pièce à l'édifice de cette construction. Afin de réguler les flux de déchets plastiques vers l'environnement, et donc d'en limiter ces impacts, le principe des « 5 R » peut être adapté à la pollution plastique. Il désigne les actions qu'il est possible de mener, c'est-à-dire Réduire, Réutiliser, Recycler, Repenser et Récupérer. Son application nécessite l'implication conjointe des scientifiques, des industriels, des politiques, des associations, mais aussi de tous un chacun en tant que consommateur. Si des efforts conjoints sont mis en place dans sa réalisation, ce principe permettrait de réduire la pollution plastique et limiter ses impacts environnementaux.

8. Bibliographie

1. PlasticsEurope & EPRO. Plastics – the Facts 2016 An analysis of european plastics production, demand and waste data. Plastics – the Facts 2016 (2016).

2. Lusher, A. L., Tirelli, V., O'Connor, I. & Officer, R. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.* 5, 14947 (2015).
3. Thompson, R. C. Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. in *Marine Anthropogenic Litter* (eds. Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M.) 185–200 (2015). doi:10.1007/978-3-319-16510-3
4. Collard, F., Gilbert, B., Eppe, G., Parmentier, E. & Das, K. Detection of Anthropogenic Particles in Fish Stomachs: An Isolation Method Adapted to Identification by Raman Spectroscopy. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 69, 331–339 (2015).
5. Cole, M. et al. Microplastics ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6646 (2013).
6. Derraik, J. G. . The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852 (2002).
7. Dehaut, A. et al. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environ. Pollut.* 215, 223–233 (2016).
8. Dehaut, A., Hermabessiere, L. & Duflos, G. Current frontiers and recommendations for the study of microplastics in seafood. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 116, 346–359 (2019).
9. Pannetier, P. et al. Toxicity assessment of pollutants sorbed on environmental sample microplastics collected on beaches: Part I-adverse effects on fish cell line. *Environ. Pollut.* 248, 1088–1097 (2019).
10. Le Bihanic, F., Di Bucchianico, S., Karlsson, H. L. & Dreij, K. In vivo micronucleus screening in zebrafish by flow cytometry. *Mutagenesis* 31, 643–653 (2016).
11. Pannetier, P. et al. Usefulness of RTL-W1 and OLCAB-e3 fish cell lines and multiple endpoint measurements for toxicity evaluation of unknown or complex mixture of chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 150, 40–48 (2018).
12. Singh, N. P., McCoy, M. T., Tice, R. R. & Schneider, E. L. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Exp. Cell Res.* 175, (1988).
13. Lawrence, D. R. & Scott, G. I. The determination and use of condition index of oysters. *Estuaries* 5, 23–27 (1982).
14. Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L. & Moore, C. J. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2275–2278 (2010).
15. Lusher, A. L., McHugh, M. & Thompson, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar. Pollut. Bull.* 67, 94–99 (2013).
16. Rochman, C. M. et al. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.* 5, 14340 (2015).
17. Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L. & Pereira, T. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Mar. Pollut. Bull.* 101, 119–126 (2015).
18. Rummel, C. D. et al. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea

- and Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 102, 134–141 (2016).
19. Collard, F. et al. Morphology of the filtration apparatus of three planktivorous fishes and relation with ingested anthropogenic particles. *Mar. Pollut. Bull.* 116, 182–191 (2017).
 20. Compa, M., Ventero, A., Iglesias, M. & Deudero, S. Ingestion of microplastics and natural fibres in *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) along the Spanish Mediterranean coast. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 89–96 (2018).
 21. Lefebvre, C., Saraux, C., Heitz, O., Nowaczyk, A. & Bonnet, D. Microplastics FTIR characterisation and distribution in the water column and digestive tracts of small pelagic fish in the Gulf of Lions. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 510–519 (2019).
 22. Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B. & Kıdeyş, A. E. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environ. Pollut.* 223, 286–294 (2017).
 23. Ann Welden, N., Abylkhani, B. & Michael, L. The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab. *Environ. Pollut.* 239, 351–358 (2018).
 24. Devriese, L. I. et al. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar. Pollut. Bull.* 98, 179–187 (2015).
 25. Piarulli, S. et al. Microplastic in wild populations of the omnivorous crab *Carcinus aestuarii*: A review and a regional-scale test of extraction methods, including microfibrils. *Environ. Pollut.* 251, 117–127 (2019).
 26. Horn, D., Miller, M., Anderson, S. & Steele, C. Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. *Mar. Pollut. Bull.* 139, 231–237 (2019).
 27. De Witte, B. et al. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 146–155 (2014).
 28. Van Cauwenberghe, L. & Janssen, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65–70 (2014).
 29. Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B. & Janssen, C. R. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ. Pollut.* 199, 10–17 (2015).
 30. Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K. & Shi, H. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environ. Pollut.* 207, 190–195 (2015).
 31. FranceAgriMer. Données de vente déclarées en halles à marée en 2019. (2020).
 32. FranceAgriMer. Les filières pêche et aquaculture en France. *Les Cah. Fr.* 36 (2019).
 33. FranceAgriMer. Consommation des produits de la pêche et de l'aquaculture 2014. Données et bilans. *Pêche Aquac.* 148 (2015).

34. FranceAgriMer. Consommation des produits de la pêche et de l'aquaculture 2018. Données et bilans. Pêche Aquac. 128 (2019).
35. ANSES. Etude individuelle nationale des consommations alimentaires 3. Rapp. d'expertise Collect. 566 (2017). doi:10.4324/9781351112475
36. Leblanc, J., Sirot, V., Volatier, J. & Bemrah-Aouachria, N. Etude des Consommations Alimentaires de Produits de la mer et Impregnation aux éléments traces, Polluants et Omega-3 (CALIPSO). AFSSA-INRA (ed) 3, (2006).
37. Bejgarn, S., MacLeod M., Bogdal, Breitholtz, M. Toxicity of leachate from weathering plastics: An exploratory screening study with *Nitocra spinipes*. *Chemosphere* 132, 114-119 (2015)
38. Li H.-X., Getzinger G.J., Ferguson P.L., Orihuela B., Zhu M., Rittschof D. Effects of toxic leachate from commercial plastics on larval survival and settlement of the barnacle *Amphibalanus amphitrite*. *Environ.Sci.Technol.* 50, 924-931 (2016).
39. Klein, K. Hof, D., Dombrowski, A., Schweyen, P., Dierkes, G., Ternes, T., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann J. Enhanced in vitro toxicity of plastic leachates after UV irradiation. *Water Research* 199 117203 (2021).
40. Phuong NN, Poirier L, Lagarde F, Kamari A, Zalouk-Vergnoux A Microplastic abundance and characteristics in French Atlantic coastal sediments using a new extraction method. *Environ Pollut.* 243, 228–237 (2018a).
41. Martinelli JC, Phan S, Luscombe CK, Padilla-Gamiño JL Low incidence of microplastic contaminants in Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) from the Salish Sea, USA. *Sci Total Environ* 715, 136826 (2020).
42. Paganos, P., Ullmann, C., Gaglio, D., Bonanomi, M., Salmistraro, N., Arnone, M., Jimenez-Guri, E. Plastic leachate-induced toxicity during sea urchin embryonic development: Insights into the molecular pathways affected by PVC. *Sci Total Environ*, 864,160901(2023).
43. Groh, K.J. Backhaus, T. Carney-Almroth, B. Geueke, B. Inostroza, P.A. Lennquist, A. Leslie, H.A. Maffini, M. Slunge, D. Trasande, L. Warhurst, A.M. Muncke J. Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards. *Sci. Total Environ.* 651, 3253-3268 (2019).
44. Hahladakis, J.N. Velis, C.A. Weber, R. Iacovidou, E. Purnell P. An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *J. Hazard. Mater.*, 344, 179-199 (2018).
45. Pedà, C., Romeo, T., Panti, C., Caliani, I., Casini, S., Marsili, L., Campani, T., Bainsi, M., Limonta, G., de Rysky, E., Caccamo, L., Perdichizzi, A., Gai, F., Maricchiolo, G., Consoli, P., Fossi, M.C. Integrated biomarker responses in European seabass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) chronically exposed to PVC microplastics. *J. Hazard. Mater.* 438, 129488 (2022).
46. Ajitha, V. Sarasan, M. Sreevidya, C. P. Aswathy, C. Kachiprath, B. Mohandas, A. Sarojini, I. Singh, B.. Sahul Hameed, A.S Schlenk, D. Magnuson, J. T. Puthumana, J. Cytotoxic impacts of treated electroplating industrial effluent and the comparative effect of their

- metal components (Zn, Hg, and Zn+Hg) on *Danio rerio* gill (DrG) cell line. *Sci. Total Environ*, 793, 148533 (2021).
47. Taju, G. Abdul Majeed, S. Nambi, K.S.N. Sahul Hameed, A.S. Development and characterization of cell line from the gill tissue of *Catla catla* (Hamilton, 1822) for toxicological studies. *Chemosphere*. 90, 2172-2180 (2013).
 48. Valko, M. Morris, H. Cronin M. Metals, toxicity and oxidative stress *Curr. Med. Chem.*, 12, 1161-1208 (2005).