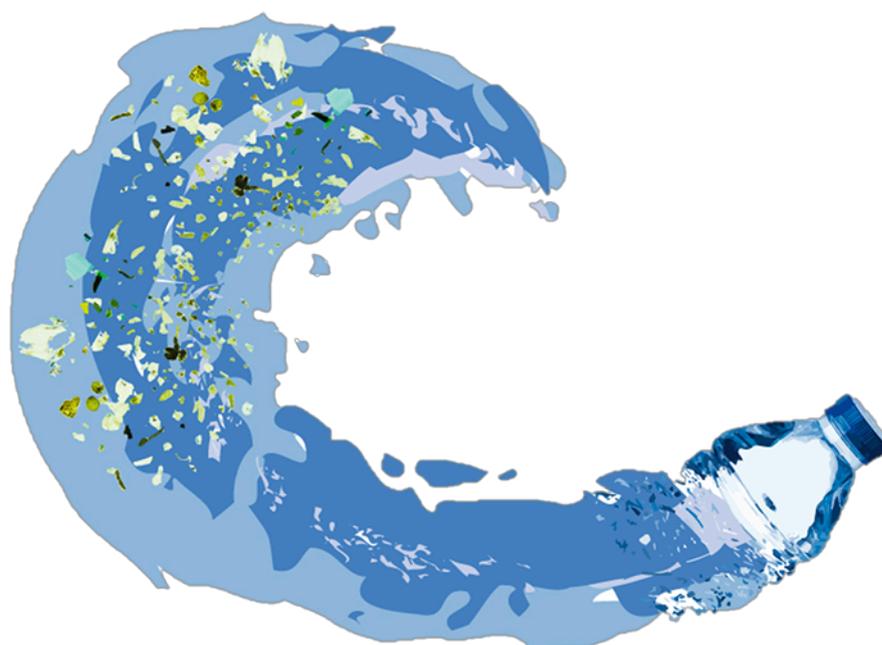


Résumés des premières journées du GDR Polymères et Océans

24 – 26 juin 2019

Université Paris – Est – Créteil





Les journées du GDR Polymères et Océans

ont été réalisées avec le soutien de



Table des matières

| | |
|--|----------|
| Distribution et caractérisation des déchets plastiques dans l'environnement | 1 |
| Quid de la pollution plastique dans l'atmosphère ?, Amato Pierre [et al.] | 1 |
| Les déchets en polystyrène comme source d'hexabromocyclododécane dans l'environnement marin, Aminot Yann [et al.] | 3 |
| Tendances et extrêmes de la pollution plastique sur le littoral: points clefs de 12 années d'observations, Baztan Juan [et al.] | 5 |
| Proposition d'un indicateur pollution macroplastique pour les cours d'eau, Bruge Antoine | 6 |
| Source, transfert et devenir des microplastiques en mer mediterrannee nord-occidentale, Constant Mel | 8 |
| Analyse des microplastiques dans les produits de la pêche : proposition du concept "MIMS", Dehaut Alexandre [et al.] | 9 |
| POSEIDON : UN LOGICIEL INFORMATIQUE POUR L'ANALYSE À HAUT DÉBIT DES MICROPLASTIQUES, Kedzierski Mikaël [et al.] | 11 |
| Marine plastic litter pathways connecting the subtropical convergence zones: from ocean dynamics to realistic scenario cases, Maes Christophe | 13 |
| Méthodologie de tri et caractérisations spectroscopiques, mécaniques et colorimétriques de polymères vieillis et à recycler à base de styréniques et polyoléfines, Perrin Didier | 14 |

| | |
|--|-----------|
| Estimation du flux de macro-déchets rejeté par les systèmes d'assainissement des eaux usées au niveau national, Rognard Florian [et al.] | 15 |
| FLUX ET DYNAMIQUE DE TRANSFERT DES MACROPLASTIQUES DU CONTINENT A LA MER : LE CAS DE LA SEINE, Tramoy Romain [et al.] . . | 17 |
| Impact des protocoles de digestion sur les fibres synthétiques et naturelles, Treilles Robin [et al.] | 19 |
| Modélisation des flux de plastiques en Méditerranée, Weiss Lisa | 22 |
| Impact écotoxicologique des plastiques de l'échelle de la cellule à l'échelle des populations | 24 |
| Evaluation de l'effet d'une exposition à des concentrations environnementales de microplastiques chez deux bivalves marins, Chatel Amélie [et al.] | 24 |
| Conséquences physiologiques d'une exposition chronique de poissons à des microplastiques vierges ou contaminés, Cormier Bettie [et al.] | 27 |
| Impacts biologiques des microplastiques biosourcés et compostables sur la moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>), Khalid Amina [et al.] | 28 |
| The impact of plastic debris on the health status of deep corals, Lartaud Franck [et al.] | 30 |
| Les lignées cellulaires de poisson: outils pour l'évaluation de la toxicité de microplastiques, Morin Bénédicte | 31 |
| Existe-t-il un transfert trophique des MP et quels sont les effets toxiques chez les larves et les juvéniles de soles ?, Pannetier Pauline [et al.] | 32 |
| Microplastic leachates: the pernicious threat behind a conspicuous pollution, Seuront Laurent | 33 |
| Modifications physiologiques au cours du développement embryo-larvaire de l'huître creuse <i>Crassostrea gigas</i> lors d'une exposition aux nanoplastiques, et conséquences sur la vie pélagique, Tallec Kevin [et al.] | 34 |
| Dégradation des (micro)plastiques | 35 |
| Méthodes de suivi du vieillissement de matrices polymères sous les effets combinés de l'eau et des UV, Belec Lénaïk [et al.] | 35 |

| | |
|--|-----------|
| Microplastic abundance and microbial communities on floating plastic debris from Italian coasts and the Pelagos Sanctuary, Ballerini Tosca | 38 |
| Dégradation des micro-plastiques par les bactéries marines, Cheng Jingguang [et al.] | 40 |
| Compréhension de la formation des Microplastiques : Impact de l'hydrolyse du polyamide 6 sur les propriétés à la rupture, Deshoules Quentin [et al.] | 41 |
| Les outils moléculaires pour étudier la biodégradation des polymères, Eyheraguibel Boris [et al.] | 42 |
| Influence des propriétés de surface sur la colonisation du polycarbonate en milieu marin, Faÿ Fabienne [et al.] | 44 |
| Biodegradation assessment of PHBV and PBSA in controlled conditions: A critical analysis of different methodological approaches, Gastaldi Emmanuelle | 46 |
| Erosion et fragmentation de polymères semi-cristallins. Relargage de microparticules dans l'océan., George Matthieu [et al.] | 48 |
| Mécanisme de phototransformation des plastiques ignifugés par des dérivés bromés: fragmentation des polymères et migration des produits de dégradation dans le milieu aquatique, Khaled Amina [et al.] | 50 |
| From macroplastics to microplastics: role of water and polymer microstructure in the fragmentation mechanism, Lagarde Fabienne [et al.] | 52 |
| Exemples de suivis de biodégradations de matériaux modèles à l'aide de techniques physico-chimiques d'analyse, Massardier Valérie | 54 |
| Polymères biodégradables | 55 |
| Production " à façon " de polyhydroxyalcanoates : vers des polymères biodégradables aux propriétés contrôlées, Bruzard Stéphane | 55 |
| Production de polyhydroxyalcanoates fonctionnalisables à partir de bactéries marines, Le Gal Marion [et al.] | 58 |
| Design de polyesters (bio)dégradables en milieu aqueux, Langlois Valérie | 60 |
| Nanoplastiques | 62 |
| Origine, propriétés et impact environnemental des microplastiques nanocomposites produits par ionisation atmosphérique, Courty Marie-Agnès [et al.] | 62 |

| | |
|---|-----------|
| Nanoplastiques modèles: de leur élaboration à leur comportement physico-chimique, Maza-Lisa Jesus [et al.] | 65 |
| Nanoplastic in a porous media: improbable transportation or realistic deposition?, Pradel Alice [et al.] | 66 |
| Accumulation of polystyrene oligomers alters lipid membrane phase order and miscibility, Schroder André | 68 |
| La société et les déchets plastiques | 70 |
| La nature, la morale et les déchets plastiques, Blot Denis | 70 |
| Quel rythme de développement des innovations technologique est nécessaire pour préserver les océans de la contamination plastique?, Cordier Mateo [et al.] | 73 |
| Le non dit comme processus de non transformation., Jaffrès Lionel | 75 |
| Polymères et Océans: vers une éthique de la (re)connection, Vanderlinden Jean-Paul | 76 |
| Posters et rafraichissements | 77 |
| Perception et consommation du plastique, Amiot Benoît [et al.] | 77 |
| Caractérisation et identification de la pollution plastiques dans les Pertuis Charentais (Angoulins-sur-mer), Bringer Arno [et al.] | 79 |
| Synthèse et caractérisation de nanoparticules de polyéthylène, Brunel Fabrice | 80 |
| PLASTIC-Seine: une première évaluation de la contamination et de l'impact des microplastiques en estuaire de Seine, Cachot Jérôme | 82 |
| Développement de méthode pour le suivi spatio-temporel des microplastiques (25 μm à 5 mm) dans l'eau et les sédiments du bassin versant de la Garonne, Carvalho Aline [et al.] | 83 |
| Développement de matériaux polymères marins et bio-inspirés à faible impact environnemental, Claverie Marion [et al.] | 85 |
| Ecotoxicity of carboxyted nano-polystyrene from laboratory exposures to different freshwater organisms, Clergeaud Fanny [et al.] | 86 |
| La biocolonisation des microplastiques : un processus multifactoriel, Dreanno Catherine [et al.] | 87 |

| | |
|--|-----|
| L'utilisation d'échantillons dopés artificiellement afin de valider les méthodes de traitement et de détection de microplastiques, Dris Rachid [et al.] | 88 |
| Quelle longueur d'onde d'excitation Raman pour l'identification des microplastiques?, El Rakwe Maria [et al.] | 89 |
| " Pêcheurs chercheurs " : Contribution des professionnels de la mer à l'étude et la prévention des déchets marins, Gambaiani Delphine [et al.] | 90 |
| Additifs hydrophile pour revêtement amphiphile à visée anti-salissures, Gillet Guillaume | 91 |
| Plastisphère des eaux continentales, Guardia Angel [et al.] | 94 |
| Contamination de deux espèces biologiques de l'estuaire de la Seine en microplastiques, Halm Lemeille Marie Pierre [et al.] | 95 |
| UTILISATION DES OUTILS " OMICS " POUR CARACTERISER LA BIODEGRADATION DES PLASTIQUES EN MER, Jacquin Justine | 96 |
| Contamination du milieu marin par le polystyrène expansé : caractérisation chimique et identification des additifs., Jézéquel Ronan [et al.] | 97 |
| Evaluation de la toxicité du mégot de cigarette à l'aide du test Microtox©, Lacroix Camille [et al.] | 98 |
| Suivi mensuel des échouages de microplastiques (1 - 5 mm) sur trois plages du Bassin d'Arcachon, Lefebvre Charlotte [et al.] | 99 |
| Micro(nano)plastiques et contaminants chimiques dans l'alimentation : quelles transformations physico-chimiques et quelles conséquences toxicologiques sur les barrières intestinale et placentaire, et la sphère hépatique ? - Un exemple de réalisation à l'INRA -, Mercier-Bonin Muriel | 100 |
| Compréhension des effets de l'exposition solaire sur les déchets plastiques : interactions avec les polluants organiques persistants et les microorganismes, Masry Maria [et al.] | 102 |
| Les macrodéchets plastiques : puits de HAP dans le bassin de rétention sud du pont de Cheviré (Nantes) ?, Mounianman Samuel [et al.] | 104 |
| Temporal dynamic of anthropogenic fibers in a tropical river-estuarine system, Strady Emilie [et al.] | 106 |

Liste des participants

108

Distribution et caractérisation des déchets plastiques dans l'environnement



Quid de la pollution plastique dans l'atmosphère ?

Pierre Amato¹, Boris Eyheraguibel¹, Patrick Deixonne², Yann Ourmières³, Nadiya Yakovenko⁴, Jean-François Ghiglione⁵, Alexandra Ter Halle⁴

La présence de polymères synthétiques en particules de toutes tailles et natures ne cesse d'être constatée dans les différents compartiments environnementaux : océans, eaux douces de surfaces, sols, faune, etc. Paradoxalement, l'atmosphère, qui représente probablement un vecteur des particules de microplastiques microniques à l'échelle régionale, voire globale, jusque dans les zones les plus reculées de la planète, reste encore un milieu largement inexploré. Des impacts possibles sur les processus atmosphériques, comme la formation de nuages ou les précipitations, peuvent également être envisagés avec l'apparition de ces nouvelles particules, marqueurs de l'anthropocène. Les rares études menées à ce jour rapportent la présence de fibres de plastiques en proportions importantes en milieu urbain et semi urbain, où ~1/3 des particules de taille micronique sont des polymères synthétiques, représentant un intrant pour les écosystèmes de surface dans ces zones de l'ordre de ~100 particules/jour/m² (Dris et al., 2016). Cependant, de grandes incertitudes demeurent dans ces quantifications et dans la caractérisation de la nature de ces particules, et la dispersion à grande échelle depuis les zones émettrices vers les zones reculées reste peu documentée. Afin de renseigner cette lacune, nous initiions une étude visant à détecter, quantifier et si possible caractériser les microparticules de plastique de taille micronique parmi les aérosols, depuis les sources probables en milieu urbain (lieux de traitement des déchets notamment) jusqu'aux milieux ruraux naturels et agricoles (Auvergne), en altitude (troposphère libre au sommet de la montagne puy de Dôme) et océaniques (expédition 7^{ème} Continent en Atlantique Sud). Le transport aérien ainsi que l'impact éventuel de ces aérosols synthétiques sur l'environnement atmosphérique pourra ensuite être appréhendé de manière plus précise. L'objectif de cette communication est de faire un état des lieux de la connaissance actuelle concernant la présence de microplastiques dans l'atmosphère, et d'identifier les verrous expérimentaux, techniques et analytiques à lever pour répondre à ces problématiques.

Référence citée :

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104, 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>

* Affiliations des auteurs

¹ Institut de Chimie de Clermont-Ferrand (ICCF), UMR 6296 CNRS-Université Clermont Auvergne-Sigma-Clermont, 63000 Clermont-Ferrand, France.

² Expédition 7^{ème} Continent.

³ Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO), Université de Toulon, 83041 Toulon, France

⁴ Laboratoire d'Océanographie Microbienne (LOMIC), UMR 7621 CNRS-Université Pierre et Marie Curie, Banyuls/Mer, France.

⁵ Laboratoire des Interactions Moléculaires et Réactivité Chimique et Photochimique (IMRCP), UMR CNRS 5623, Université Paul Sabatier, 31062 Toulouse, France.



Les déchets en polystyrène comme source d'hexabromocyclododécane dans l'environnement marin

Yann Aminot^{**}, Chantal Lanctôt^{†‡}, Vanessa Bednarz[§], Angus Taylor[†], Christine Ferrier-Pagès[§], Marc Metian[†], Imma Tolosa[†]

Par son utilisation extensive et son rejet dans l'environnement, le polystyrène (PS) est l'un des déchets en plastique les plus répandus dans les océans. Ignifugé pour un usage en isolant de matériaux de construction, il contient alors des additifs chimiques comme l'hexabromocyclododécane (HBCDD), un contaminant organique persistant, bioaccumulable et toxique (Jang et al., 2016; Li and Wania, 2018). Bien qu'étant dorénavant interdit, l'HBCDD pourrait voir sa persistance accrue dans l'environnement suite à son éventuel relargage de plastiques ignifugés, présentant ainsi une menace potentielle sur des écosystèmes fragiles tels que les récifs coralliens.

Les objectifs de cette étude étaient : (1) de caractériser la nature et les additifs de déchets de type PS collectés sur la côte méditerranéenne française (Fig 1) ; (2) de déterminer les cinétiques de relargage d'HBCDD de ce type de déchets ; (3) d'évaluer l'accumulation d'HBCDD par les coraux de l'espèce-modèle *Stylophora Pistillata* ; et (4) d'identifier les effets associés à des lixiviats de PS sur cette espèce de coraux.



Figure 1. Déchets de type polystyrène collectés sur la côte méditerranéenne française.

Nos résultats indiquent que l'essentiel des déchets collectés étaient en PS et que la moitié d'entre eux contient des concentrations élevées d'HBCDD (jusqu'à 780 µg/g), suggérant les matériaux de construction comme source/origine principale (Fig 2). Dans nos conditions, le relargage d'HBCDD depuis des fragments submillimétriques de PS vers la phase dissoute de l'eau de mer, évalué sur un système en flux continu, était supérieur à 150 ng par jour par g de PS. Les concentrations mesurées dans les fragments de PS après 32 jours d'expérience étant statistiquement équivalentes aux concentrations initiales, il apparaît que le PS est un réservoir d'HBCDD au potentiel de relargage sur le long terme.

Les coraux exposés à de l'HBCDD seul ou *via* un lixiviat de PS filtré ont rapidement accumulé l'HBCDD et l'ont lentement dépuré lors de la phase de non-exposition. Le transfert d'HBCDD du PS vers les coraux est isomère-spécifique avec une composition en α -HBCDD de 41.6 ± 0.3 % dans le PS, 90 ± 4 % dans la phase dissoute du lixiviat, 97.6 ± 0.3 % dans les coraux exposés à ce lixiviat en fin de phase d'accumulation et 99.5 ± 0.1 % après dépuración. Si aucun des traitements n'a altéré l'activité photosynthétique, la concentration en symbiotes et le contenu chlorophyllien des coraux, la

* IFREMER, LBCO, Rue de l'Île d'Yeu, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 3, France

† IAEA Environment Laboratories, 4a Quai Antoine 1er, 98000 Monaco

‡ Australian Rivers Institute, Griffith University, Southport, QLD 4215, Australia

§ CSM - Monaco Scientific Centre, 8 Quai Antoine 1er, 98000 Monaco



po2019, Lundi 24 juin 2019, 14:45/15:00 (15 min)
rétractation apparente des polypes des coraux exposés au lixiviat de PS suggère l'existence d'un stress

chimique provoqué par une ou plusieurs molécules, autres que l'HBCDD, présentes dans le lixiviat. Des altérations possibles aux niveaux métaboliques ou cellulaires ne sont pas exclues et doivent être considérées dans de prochaines études.

Nos travaux indiquent que parmi les déchets en PS échoués sur les côtes, ceux contenant de l'HBCDD sont abondants et que leurs additifs relargués dans la phase dissoute sur de longues périodes sont accumulés par des organismes marins.

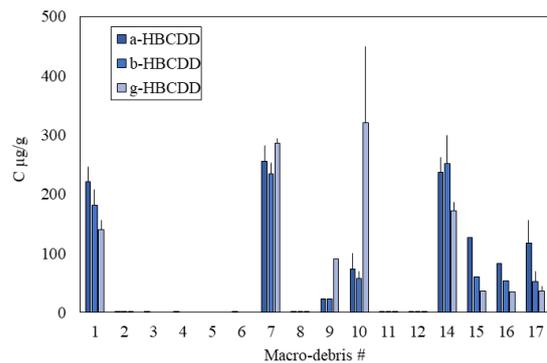


Figure 2. Concentrations en HBCDD des déchets de type polystyrène étudiés (n=3 à 7).

Références

- Jang, M., Shim, W.J., Han, G.M., Rani, M., Song, Y.K., Hong, S.H., 2016. Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4951–4960. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05485>
- Li, L., Wania, F., 2018. Elucidating the Variability in the Hexabromocyclododecane Diastereomer Profile in the Global Environment. *Environ. Sci. Technol.* 52, 10532–10542. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03443>



Tendances et extrêmes de la pollution plastique sur le littoral: points clefs de 12 années d'observations

*Juan Baztan^{1,2,3}, Ana Carrasco⁴, Omer Chouinard^{2,3,5}, Mateo Cordier^{1,2,3}, Julie Forgues^{3,5}, Thierry, Huck^{2,6},
Jean-Michel Huctin^{1,2,3}, Lionel Jaffrès^{3,7}, Bethany Jorgensen^{2,3,8},
Aquilino Miguelez⁴, Céline Surette^{2,3,5}, Jean-Paul Vanderlinden^{1,2,3}*

Résumé

Un premier travail de master en 2007 relie les observations en Finistère-France et sur la côte Basque Espagnole, permettant de lancer formellement le processus d'échantillonnage des microplastiques. En 2008 une série d'observations à Lanzarote et à New York a mis en évidence (i) l'impact de la pollution à l'échelle de l'Atlantique Nord; (ii) l'importance d'avoir un diagnostic; et (iii) le besoin des séries temporelles sur le long terme à l'échelle de l'Atlantique Nord. Les observations ponctuelles se sont accumulées au cours des années 2009-2013 et une plateforme participative de science citoyenne est mise en place à la fin de 2013, avec un versant géo-référencé d'observations des déchets et un autre sur les réseaux sociaux à titre d'observatoire sociétal. Plus les observations ponctuelles s'accumulent, avec des milliers pour la période 2007-2014, plus on constate la variabilité saisonnière de la pollution. En 2014 on lance un échantillonnage régulier de 3 plages : Lostmarc'h (Finistère, France), Famara (Lanzarote, Espagne) et Popham (Maine, USA), tout en continuant la récolte des données plus ponctuelles sur l'ensemble des latitudes de l'Atlantique Nord. Aujourd'hui en 2019 on vous présente les résultats de ces différents niveaux d'observations qui mettent en évidence les tendances et les extrêmes associés à la pollution par les plastiques à l'échelle des côtes de l'Atlantique Nord.

¹ Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines.

² Marine Sciences For Society.

³ Programme Mesurer la Taille du Monde.

⁴ Cabildo de Lanzarote.

⁵ Université de Moncton.

⁶ CNRS-LOPS.

⁷ Le théâtre du Grain.

⁸ Cornell University.



Proposition d'un indicateur pollution macroplastique pour les cours d'eau

*Antoine Bruge**

Introduction

Tous les océans et mers du globe sont aujourd'hui concernés par les déchets plastique. Leur accumulation est causée par notre incapacité à les gérer correctement et à leur très lente dégradation. Ces déchets plastique menacent les écosystèmes marins et sont à l'origine de problèmes socioéconomiques importants (Villarrubia-Gómez et al., 2018).

Bien que les rivières aient été identifiées comme un vecteur d'introduction important de déchets dans le milieu marin, il n'existe, à l'heure actuelle, que très peu de connaissances sur la quantité et la composition des déchets d'origine continentale transportés par les cours d'eau.

Etat de l'art

Différentes méthodes ont été appliquées par le passé pour étudier la pollution plastique des cours d'eau : observation et collecte des déchets échoués sur les berges (Bruge et al., 2018), comptage visuel des déchets dérivants en surface depuis un pont (González-Fernández et al., 2017), analyse d'images vidéo, utilisation de barrages (Gasperi et al., 2014) et de filets pour retenir les déchets (González et al., 2016).

Ces méthodes ont apporté de nouvelles informations sur la pollution plastique des cours d'eau mais ne sont pas compatibles avec une surveillance sur le long terme et sur un vaste territoire pour les raisons suivantes :

- La plupart sont lourdes à mettre en œuvre et nécessitent de passer un temps considérable sur le terrain. Il est ainsi difficile pour les acteurs locaux de s'en emparer.
- Certaines sont difficilement duplicables sur d'autres cours d'eau par manque d'infrastructures (barrages flottants) ou de structures pouvant collecter de la donnée (associations de réinsertion nettoyant les berges par exemple).
- Enfin, elles ne permettent pas d'évaluer la pollution plastique circulant en période de crues. Les barrages et filets sont inutilisables dans ces conditions et l'observation de surface n'est que peu efficace.
- Les observations sont souvent réalisées à proximité de l'estuaire ce qui ne permet pas une identification précise de la source.

Ainsi, à ce jour, aucun protocole harmonisé ne permet de surveiller la pollution plastique d'un cours d'eau sur le long terme. Une telle méthode est pourtant attendue par de nombreux experts et décideurs politiques. Elle doit notamment permettre de localiser précisément les territoires contribuant le plus à la pollution plastique. A terme, elle permettra d'évaluer l'efficacité des mesures en cours et d'optimiser les fonds alloués à la lutte contre la pollution plastique.

Proposition d'un indicateur pollution plastique pour les cours d'eau

L'objectif de cette intervention orale est de présenter la réflexion menée par l'association Surfrider Foundation Europe sur le développement d'un indicateur pollution plastique pour les rivières.

* Surfrider Foundation Europe ; 33, allée du Moura - 64200 BIARRITZ ; abruge@surfrider.eu



Un tel indicateur doit être basé sur une méthode applicable facilement et dans un temps limité, sur tous types de cours d'eau. Les techniciens de rivière et autres acteurs locaux doivent pouvoir se saisir de cette méthode sans coût excessif. Elle doit permettre de comparer la pollution plastique des cours d'eau d'une année à une autre (d'obtenir une tendance), d'un cours d'eau à un autre et de localiser les zones les plus impactées. Les quantités de déchets circulant en période de crue étant très importantes, cette méthode doit également permettre d'estimer les quantités charriées dans ces conditions

Notre méthode se base sur le comptage des déchets échoués sur les berges des cours d'eau. Le nombre de déchets échoués sur un tronçon d'un kilomètre de cours d'eau donné est ainsi considéré comme étant un proxy du nombre de déchets dérivant dans la colonne d'eau.

La collecte de donnée consiste à relever la position GPS de chaque déchet plastique visible sur la berge, dans la ripisylve ou dans le fond du cours d'eau à partir d'une embarcation (type kayak) ou à pied pour les cours d'eau les moins larges. Il est difficile de réaliser un suivi efficace des deux berges. Ainsi, il est recommandé de choisir l'une des berges, droite ou gauche, au début de l'opération et de s'y tenir. Ce suivi doit être réalisé sur plusieurs tronçons d'un même cours d'eau, à fréquence régulière (une fois par an ou tous les deux ans), à l'automne ou au printemps, périodes où l'absence de feuilles facilite l'identification des déchets. La longueur idéale de ces tronçons semble se situer entre quatre et cinq kilomètres. Ces tronçons doivent être répartis de manière homogène entre la source et l'embouchure et sur les affluents. Il nous semble que ce suivi doit au moins couvrir 1/10^{ème} de la longueur totale du cours d'eau pour assurer une bonne représentativité. Le relevé des positions GPS est réalisé via l'application OSM Tracker (application libre et personnalisable fonctionnant sous Android).

Les données sont ensuite traitées de manière à calculer, pour chaque tronçon étudié, l'indicateur pollution plastique. Cet indicateur correspond au nombre de déchets observés par un individu sur un tronçon d'un kilomètre de cours d'eau (si le suivi n'a été réalisé que sur une berge, il faut multiplier par deux les résultats en prenant l'hypothèse que la densité de déchets sur les deux berges est identique). Ces données peuvent ensuite être cartographiées pour identifier les zones où l'indice pollution plastique est le plus élevé. Plusieurs axes d'amélioration de cette méthode sont à envisager. Un travail doit notamment être réalisé pour quantifier l'erreur relative au fait que différents acteurs seront amenés à réaliser ce suivi.

Cette méthode a été testée au printemps 2019 sur le bassin versant de l'Adour. Les résultats sont prometteurs et seront présentés à l'occasion de ce colloque.

Références

Bruge, A., Barreau, C., Carlot, J., Collin, H., Moreno, C. and Maison, P., 2018. Monitoring litter inputs from the Adour river (Southwest France) to the marine environment. *Journal of Marine Science and Engineering*, 6(1), p.24.

Gasperi, J., Dris, R., Bonin, T., Rocher, V. and Tassin, B., 2014. Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environmental pollution*, 195, pp.163-166.

González, D., Hanke, G., Tweehuysen, G., Bellert, B., Holzauer, M., Palatinus, A., Hohenblum, P. and Oosterbaan, L., 2016. Riverine Litter Monitoring—Options and Recommendations. *MSFD GES TG Marine Litter*.

González-Fernández, D. and Hanke, G., 2017. Toward a harmonized approach for monitoring of riverine floating macro litter inputs to the marine environment. *Frontiers in Marine Science*, 4, p.86.

Villarrubia-Gómez, P., Cornell, S.E. and Fabres, J., 2018. Marine plastic pollution as a planetary boundary threat—The drifting piece in the sustainability puzzle. *Marine Policy*, 96, pp.213-220.



Source, transfert et devenir des microplastiques en mer Méditerranée nord-occidentale

Mel Constant^{1,2}, Philippe Kerhervé^{1,2}, Wolfgang Ludwig^{1,2}, Serge Heussner^{1,2}.

Résumé

Les déchets plastiques et les produits issus de leurs fragmentations (microplastiques ou « MP », <5mm) représentent une menace globale et persistante pour l'ensemble des écosystèmes marins, du fait de leur facilité d'ingestion par une grande diversité d'espèces marines. La mer Méditerranée, de part sa nature semi-fermée et son littoral anthropisé, est très impactée par cette pollution. Cette étude a pour objectif de mieux comprendre l'origine et le devenir des MP en mer, et ce, par la mise en place d'une stratégie d'échantillonnage le long du continuum terre-mer, i.e. des sources continentales aux récepteurs marins finaux. Cette approche holistique a été appliquée à l'échelle locale du golfe du Lion (Nord-Ouest de la Méditerranée) à l'ensemble des compartiments côtiers. Les MP ont été retrouvés dans toutes les matrices étudiées (eau, sédiment, dépôt atmosphérique) dans des quantités très variables à la fois dans les compartiments et entre les compartiments. La concentration des MP varie à des échelles temporelles et spatiales très courtes (<1 heure et <1 kilomètre). Si aucune relation claire entre les concentrations en MP et les forçages environnementaux (e.g. précipitation, débit des fleuves, vents, etc.) n'a été observée, les événements de précipitation semblent influencer grandement les quantités de MP transférées entre les compartiments. En extrapolant nos résultats aux bassins-versants du golfe du Lion, 30 ± 20 tonnes de MP se déposeraient via l'atmosphère sur les zones urbaines côtières et 7 ± 10 tonnes de MP seraient transportées par les fleuves vers la Méditerranée, chaque année. L'extrapolation des quantités de MP dans les compartiments marins, semble indiquer que la surface de la mer et les plages ne sont que des compartiments transitoires (< 1 tonne), tandis que les sédiments et la colonne d'eau sont potentiellement plus impactés (jusqu'à 350 tonnes pour les sédiments). De nouvelles données sont nécessaires pour la colonne d'eau et les sédiments pour confirmer cette hypothèse, mais les résultats laissent penser qu'ils pourraient avoir un rôle majeur dans le stockage des MP.

¹ Université de Perpignan Via Domitia, Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens, UMR 5110, 52 Avenue Paul Alduy, F-66860 Perpignan cedex, FRANCE.

² CNRS, Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens, UMR 5110, 52 Avenue Paul Alduy, F-66860 Perpignan cedex, FRANCE.



Analyse des microplastiques dans les produits de la pêche : proposition du concept « MIMS »

Alexandre Dehaut^{}, Ludovic Hermabessiere^{*} & Guillaume Duflos^{*}*

Résumé :

Depuis plus de 70 ans, la production de plastique en grande quantité ainsi que les problèmes de gestion des déchets ont conduit à une pollution de l'environnement par ces plastiques et plus particulièrement de l'environnement marin où 80% des déchets retrouvés sont des plastiques. La première mention de produits de la pêche contaminés par des microplastiques (MP) date des années 1970. Depuis lors, de nombreux travaux sont parus portant notamment sur l'étude de coquillages, poissons et crustacés. Basée sur un corpus de publications un travail de revue scientifique a été réalisé afin de compiler l'ensemble des pratiques et méthodologies employées par la communauté. En examinant de multiples aspects : la contamination à l'échelle du laboratoire, l'échantillonnage, l'isolement des MP, leur quantification et leur identification, cette étude a permis de mettre en évidence les limites et les besoins pour améliorer et harmoniser les pratiques pour les futurs travaux sur les produits de la pêche. Une liste de points « essentiels » et « souhaitables » est proposée de façon à fournir les informations minimums pour la réalisation d'études sur les microplastiques (MIMS) dans les produits de la pêche. Les points proposés dans les MIMS, pourraient servir de guide pour une harmonisation des méthodes de travail et des procédures analytiques.

Mots-clés : Produits de la pêche, Microplastiques, analyse, caractérisation

Références bibliographiques des auteurs :

- Dehaut A, Hermabessiere L, Duflos G. Current frontiers and recommendations for the study of microplastics in seafood. *Trends in Analytical Chemistry* 2019; 10.1016/j.trac.2018.11.011
- Kazour M, Jemaa S, El Rakwe M, Duflos G, Hermabassiere L, Dehaut A, et al. Juvenile fish caging as a tool for assessing microplastics contamination in estuarine fish nursery grounds. *Environ Sci Pollut Res Int* 2018; 10.1007/s11356-018-3345-8
- Hermabessiere L, Himber C, Boricaud B, Kazour M, Amara R, Cassone A-L, et al. Optimization, performance, and application of a pyrolysis-GC/MS method for the identification of microplastics. *Analytical and bioanalytical chemistry* 2018; 410: 6663-6676: 10.1007/s00216-018-1279-0
- Hermabessiere L, Dehaut A, Paul-Pont I, Lacroix C, Jezequel R, Soudant P, et al. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere* 2017; 182: 781-793: 10.1016/j.chemosphere.2017.05.096

^{*} Anses, LSAI - Département des Produits de la Pêche et de l'Aquaculture, Boulevard du Bassin Napoléon, Boulogne-sur-Mer, France



Dehaut A, Cassone AL, Frère L, Hermabessiere L, Himber C, Rinnert E, et al. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environ Pollut* 2016; 215: 223-33: 10.1016/j.envpol.2016.05.018



POSEIDON : UN LOGICIEL INFORMATIQUE POUR L'ANALYSE À HAUT DÉBIT DES MICROPLASTIQUES

Mikaël Kedzierski^{*}, Mathilde Falcou-Préfol^{*}, Jonathan Villain[†], Marie Emmanuelle Kerros[‡], Maryvonne Henry[§], Maria Luiza Pedrotti[†], Stéphane Bruzaud^{*}

Introduction

L'étude de la pollution microplastique implique souvent l'analyse d'un grand nombre de particules. Les analyses pluridisciplinaires sur les microplastiques tendent également à se développer, ce qui augmente considérablement le nombre de manipulations. Par conséquent, fournir une vue d'ensemble de la pollution plastique prend du temps et reste un défi majeur (Falcou-Préfol et al., 2018; Kedzierski et al., 2018). L'objectif de cette étude est de développer une approche statistique : (1) déterminer combien de microplastiques doivent être analysés, sur la base du nombre total de microplastiques, pour donner une vue représentative et (2) calculer l'erreur associée. Ce travail est illustré par l'exemple de la distribution granulométrique et de la nature chimique des données microplastiques (Fig. 1) de la campagne Tara Méditerranée (2014).

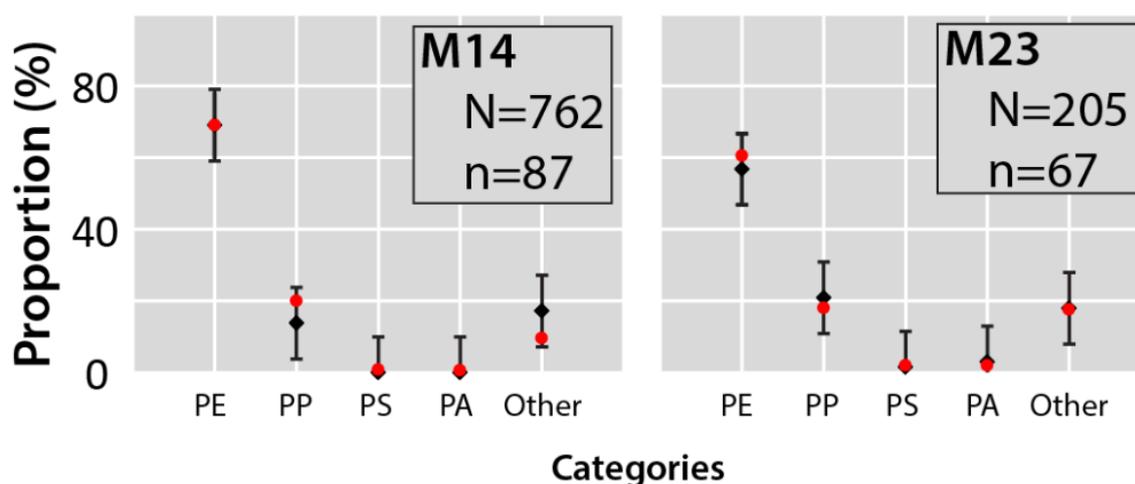


Figure 1 : Proportions réelles (en rouge) et estimées (en noir) de différents polymères, déterminées à partir des spectres FTIR des microplastiques (N : nombre total de particules dans la population, n : nombre de particules sous-échantillonnées aléatoirement). Les proportions réelles et estimées sont très semblables et ne diffèrent pas statistiquement.

^{*} Institut de Recherche Dupuy de Lôme, Université Bretagne Sud, Unité Mixte de Recherche Centre National de la Recherche Scientifique 6027, Lorient, France

[†] Unité de Recherche Informatique et Automatique, Institut Mines-Télécom Lille Douai, Université Lille, Lille, France

[‡] Laboratoire d'Océanographie de Villefranche-sur-Mer, Sorbonne Universités, Unité Mixte de Recherche Centre National de la Recherche Scientifique 7093, Villefranche sur mer, France

[§] LER PAC, IFREMER, La Seine-sur-Mer, France



Cette approche a été testée dans deux cas : d'abord à l'échelle régionale (bassin nord-ouest) puis à l'échelle locale (manta par manta). Dans le cas des données de l'expédition Tara, les résultats montrent que seulement 10% de tous les microplastiques doivent être analysés pour donner un aperçu des échantillons à l'échelle mondiale (erreur <2,6%) et 17,7% à l'échelle locale (erreur <10%). Cette approche statistique constitue une percée majeure pour les études microplastiques (Kedzierski et al., 2019).

L'interprétation des spectres FT-IR est une autre limitation de l'analyse des microplastiques. Celle-ci est souvent longue et sujette aux erreurs. Pour résoudre ces problèmes, une fonction a été développée sur le logiciel R avec des outils de machine learning. Les résultats préliminaires sont encourageants et semblent justifier l'utilisation de ce type d'outil dans l'analyse des spectres FT-IR.

Enfin, le logiciel POSEIDON sera présenté. L'objectif de ce logiciel est à terme de réunir les différentes fonctions développées (dimensionnement de la colonne d'élutriation, calcul des vitesses d'extraction, tirage aléatoire, identification des spectres FT-IR) dans un seul outil informatique.

Références

- Falcou-Préfol, M., Kedzierski, M., Villain, J., Kerros, M.E., Elineau, A., Pedrotti, M.L., Bruzard, S., Cocca, M., Di Pace, E., Errico, M.E., Gentile, G., Montarsolo, A., Mossotti, R., 2018. Statistical Methodology for Identifying Microplastic Samples Collected During TARA Mediterranean Campaign. Springer International Publishing, Cham, pp. 31–35.
- Kedzierski, M., Falcou-Préfol, M., Villain, J., Kerros, M.E., Henry, M., Pedrotti, M.L., Bruzard, S., 2018. Advances in high throughput analysis of microplastics.
- Kedzierski, M., Villain, J., Falcou-Préfol, M., Kerros, M.E., Henry, M., Pedrotti, M.L., Bruzard, S., 2019. Microplastics in Mediterranean Sea: A protocol to robustly assess contamination characteristics. PLoS One 14, e0212088. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212088>



Marine plastic litter pathways connecting the subtropical convergence zones: from ocean dynamics to realistic scenario cases

Christophe Maes¹ and the dispersion group¹

Introduction

Marine litter and plastic debris are ubiquitous nowadays in the global ocean and represent a potential health issue for humans. However, open questions on the amount of plastic floating at the sea surface remain, and more generally, basic information and knowledge about the origins, where it is accumulating, and its transport pathways are still uncertain. Recourse to ocean modeling is required, and from a certain point of view, the litter problem forces numerical modelers to identify the near-surface ocean dynamics required to tackle problems such as the distribution and transport pathways at the global ocean scales. In a recent study on the five regions of surface convergence at the scale of each oceanic basin, using a Lagrangian analysis, a convergent pathway connecting the South Indian subtropical region with the convergence zone of the South Pacific through the Great Australian Bight, the Tasman Sea and the southwest Pacific Ocean has been identified. This “super-convergent” dynamical pathway at the ocean surface is robust and permanent over a distance longer than 8000 km, and quite unique in the Southern Hemisphere. How this particular circulation affects the marine plastic litter under different scenarios, including realistic source functions and reflecting inputs into the open ocean will be the focus of the present study. The objective is to underline the importance of ocean dynamics in order to assess implications and consequences on the complex problem of marine litter.

¹ Laboratoire d'Océanographie Physique et Spatiale (LOPS), IUEM, Univ. Brest, Ifremer, CNRS, IRD, F-29280, Brest, France, contact: Christophe.Maes@ird.fr



Méthodologie de tri et caractérisations spectroscopiques, mécaniques et colorimétriques de polymères vieillis et à recycler à base de styréniques et polyoléfinés

*Charles Signoret, Marie Edo, José-Marie Lopez-Cuesta, Anne-Sophie Caro-Bretelle, Patrick Lenny, Didier Perrin**

Introduction

Les deux freins techniques majeurs au recyclage des thermoplastiques se trouvent dans leur sensibilité au vieillissement oxydatif et la forte incompatibilité entre la majeure partie d'entre eux. Un début de solution à la seconde problématique repose sur le tri automatisé de ces matières. Les technologies existantes ont leurs limites, notamment avec les plastiques sombres. La technologie MIR-HSI (Imagerie HyperSpectrale en Moyen-InfraRouge) fait partie des solutions possibles à ce défi. Cependant, le vieillissement, notamment par photo-oxydation, est un perturbateur possible dans la reconnaissance spectrale.

Objectifs et travail présenté

Dans cet objectif, des références spectrales de PE, de PP, d'HIPS, d'ABS, de PC ont été soumis à du photovieillissement naturel pendant 3 mois à Alès (30) et à du vieillissement accéléré en enceintes. L'évolution des spectres en IRTF (Infrarouge à Transformée de Fourier, équivalent statique de laboratoire au MIR-HSI, technologie dynamique industriel) a été suivie attentivement dans l'optique d'anticiper d'éventuelles perturbations de tri. Des étalons différemment vieillis permettront également de quantifier l'impact directement sur machine et d'alimenter ensuite des « classifieurs », algorithmes complexes d'identification permettant d'améliorer considérablement les performances logicielles de ces machines de tri. L'accent est également mis sur la différenciation des sources d'altérations spectrales : vieillissement, formulation et acquisition dégradée principalement.

Cette étude a également été l'occasion d'évaluer la recyclabilité de styréniques (HIPS et ABS) après photovieillissement. Les plaques de polymère vieillis ont donc subi une simulation de recyclage par broyage puis ré-extrusion. Une forte coloration a été constatée durant cette étape puis mesurée en photométrie visible. Des essais de microtomie couplés à de l'IRTF ont montré que les plaques vieilles étaient uniquement jaunies et oxydées sur les premières centaines de microns alors que les échantillons recyclés adoptent une couleur bien plus sombre, marron. Au niveau des propriétés mécaniques, la résistance au choc (Charpy entaillé) a diminué de moitié pour les deux matériaux après les vieillissements les plus longs. L'HIPS a également vu son module d'Young augmenter de 10% et son allongement à rupture diminuer de 30%. Les propriétés en traction de l'ABS ont été peu modifiées. Des essais de recyclage sur échantillons non vieillis montraient des colorations négligeables en comparaison aux autres. Les propriétés mécaniques étaient également impactées mais le vieillissement amplifie ces impacts.



Estimation du flux de macro-déchets rejeté par les systèmes d'assainissement des eaux usées au niveau national

Florian Rognard¹, Jean-Sébastien Finck²

Introduction

80 % des débris de plastiques en mer sont d'origine tellurique, ce qui représenterait un flux entre 0,25 et 1,00 million de tonnes de plastiques pour France (Jambeck et al., 2015). Les flux de déchets autres que plastiques, ne semblent quant à eux pas étudiés. Néanmoins, même si à ce jour, les sources et les voies de transfert vers la mer de ces macro-déchets semblent bien identifiées (réseaux de collecte des eaux pluviales, systèmes d'assainissement des eaux usées, cours d'eau...), leurs caractéristiques et leurs importances respectives sont encore peu, voire pas connues.

Les eaux usées transportent les macro-déchets qui proviennent des eaux usées domestiques (déchets jetés dans les toilettes comme les textiles sanitaires, les cotons-tiges) et des eaux pluviales (déchets jetés sur les voiries comme les mégots de cigarette). Ils sont donc susceptibles d'être rejetés dans le milieu récepteur lors des déversements d'eaux usées brutes au droit des déversoirs d'orages (DO) des ouvrages d'assainissement (Illustration 1). Les mégots de cigarettes, les cotons-tiges et les textiles sanitaires font d'ailleurs partie des



Illustration 1: Rejet d'assainissement où de nombreux textiles sanitaires sont visibles (Florian Rognard, Cerema)

macro-déchets les plus retrouvés lors de plusieurs suivis réalisés dans les cours d'eau et sur les berges (Morritt et al., 2014 ; Bruge et al., 2018 ; Tramoy et al. 2019).

La mise en place de politiques publiques en faveur de la réduction de cette pollution nécessite de mieux connaître les flux. Dans ces conditions, le Ministère de la transition écologique et solidaire a sollicité le Cerema pour estimer, sur la base des données disponibles, les flux de macro-déchets rejetés par les systèmes d'assainissement des eaux usées – stations de traitement des eaux usées (STEU) et réseaux de collecte. Cette estimation se focalise sur tous les déchets anthropiques > 5 mm, elle ne se limite donc pas aux macro-plastiques. A ce jour, il n'existe pas de suivi ou d'évaluation des quantités de macro-déchets déversées par ces ouvrages. L'estimation du flux a donc été réalisée de manière indirecte, dont le principe général revient à estimer la concentration en macro-déchets dans les eaux usées brutes déversés par les ouvrages.

Données disponibles et principes de la méthodologie

Le choix a été fait de raisonner à l'échelle des bassins versants. Au vu des informations disponibles en matière de fonctionnement et de suivi des systèmes d'assainissement (notamment en ce qui concerne le déploiement de l'autosurveillance réglementaire) deux territoires ont été particulièrement étudiés : le bassin hydrographique Artois-Picardie (le plus avancé en matière de surveillance des systèmes de collecte), et le système d'assainissement de la « zone SIAAP » (en région parisienne). Les données disponibles proviennent notamment de bilans d'autosurveillance et des rapports annuels sur l'assainissement (bilans annuels des volumes d'eaux usées brutes collectés, traités et déversés, matières dégrillées), et de données issues de la littérature sur les caractéristiques des refus de dégrillage captés en entrée de station d'épuration (siccité, composition) (Naud et al., 2007 ; Le Hyaric, 2009).

La méthodologie générale adoptée pour estimer le flux a consisté (i) à estimer le flux de matières dégrillables rejeté, en déterminant une concentration moyenne en matières dégrillables des eaux collectées par les systèmes, et les volumes déversés par les STEU et les réseaux, et (ii) à appliquer à ce flux, un facteur de siccité des matières dégrillables et un taux de macro-déchets dans les refus de grille, de manière à obtenir le flux annuel de macro-déchets en masse sèche.

1 Cerema, Cerema Eau, Mer et Fleuves, 155 Rue Pierre Bouguer, 29280 Plouzané, France

2 Cerema, Cerema Est, 71 Rue de la Grande Haie, 54510 Tomblaine, France



Deux approches méthodologiques pour estimer le flux au niveau national

La précision et la complétude des données disponibles ont obligé à adopter deux approches différentes : (i) une analyse quasi-exhaustive des bilans de fonctionnement, pour l'année 2014, des différents Maîtres d'ouvrage a été réalisée pour la zone SIAAP ; et (ii) une approche probabiliste pour le bassin Artois-Picardie. L'Agence de l'eau a pu nous transmettre l'intégralité des bilans de fonctionnement et d'exploitation des stations d'épuration du bassin pour l'année 2016. Au vu du nombre de systèmes (500 unités), une approche probabiliste a été adoptée et l'étude s'est focalisée plus particulièrement sur l'analyse d'un échantillon représentatif de 80 de ces stations. Les résultats obtenus ont ensuite été « redressés » de manière à pouvoir estimer le flux global de macro-déchets déversés par les systèmes d'assainissement sur l'ensemble du territoire métropolitain. Dans cette approche, les différences de comportement constatées suivant la taille ou la dominante des linéaires de réseau (Unitaire/Séparatif/Mixte) ont été étudiées et prises en compte dans l'estimation générale.

Résultats et perspectives

L'exploitation des données de Le Hyaric (2009) montre que les refus de dégrillage sont composés en moyenne de 82 % de macro-déchets anthropiques. La catégorie de déchets retrouvée en majorité est « les textiles sanitaires » qui représente environ 85 % des macro-déchets retrouvés dans les refus ; les « plastiques » représentent quant-à eux environ 3 %. Les textiles sanitaires peuvent néanmoins comporter une part significative de plastique qui n'est pas comptabilisée dans la catégorie « plastiques ». Naud et al. (2007) et Le Hyaric (2009) apportent aussi des informations sur la siccité des refus qui peut aller de 15 à 40 % suivant que celles-ci aient été ou non compactées. Ces deux valeurs de siccité ont été utilisées afin de déterminer l'intervalle du flux au niveau national (hypothèses minorante et majorante).

Le flux de macro-déchets anthropiques rejetés par les systèmes d'assainissement a pu être estimé pour chaque bassin hydrographique français, et il atteint entre 2 000 et 10 000 tonnes de matières sèches par an au niveau national. Rapporté à chaque habitant, celui s'apparente à un « taux de fuite » qui varie entre 40 et 108 g de matière sèche par habitant et par an, notamment du fait de l'hétérogénéité des caractéristiques des systèmes d'assainissement au niveau des bassins (taille, dominante des linéaires de réseau...).

Des pistes sont également proposées pour réduire ce taux de fuite de macro-déchets, celles-ci pouvant s'intégrer dans une démarche plus globale d'optimisation du fonctionnement des réseaux d'assainissement. Le gain potentiel lié au respect du critère sur les volumes déversés par temps de pluie (les rejets par temps de pluie devant représenter moins de 5 % des volumes d'eaux usées produits par l'agglomération d'assainissement durant l'année), sera étudié par la suite.

Références

- Bruge, A., Barreau, C., Carlot, J., Collin, H., Moreno, C., Maison, P., 2018. Monitoring litter in puts from the Adour River (Southwest France) to the marine environment, *J. Marine Science and Engineering* 6 (1), 24. <https://doi.org/10.3390/jmse6010024>.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771.
- Le Hyaric, R., 2009. Caractérisation, traitabilité et valorisation des refus de dégrillage des stations d'épuration.
- Morritt, D., Stefanoudis, P. V., Pearce, D., Crimment, O. A., Clark, P. F., 2014. Plastic in the Thames : A river runs through it, *Marine Pollution Bulletin* 78, 196-200. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.035>.
- Naud, P.-Y., Perret, J.-M., Canler, J.-P., 2007. Vers une meilleure connaissance des déchets issus de l'étape des prétraitements. *Techniques Sciences et Méthodes*, n°10 p. 131.
- Tramoy, R., Colasse, L., Gaspary, J., Tassin, B., 2019. Plastic debris dataset on the Seine river banks : Plastic pellets, unidentified plastic fragments and plastic sticks are the Top 30 items in a historical accumulation of plastics, *Data in Brief* 23. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.01.045>.



Flux et dynamique de transfert des macroplastiques du continent à la mer : le cas de la Seine

*Tramoy Romain**, *Gasperi Johnny**, *Dris Rachid**, *Colasse Laurent†*, *Fisson Cédric‡*, *Rocher Vincent§*,
*Tassin Bruno**

Introduction

La pollution plastique est un des grands défis du XXI^e siècle et l'actualité y fait référence très régulièrement. De récentes études estiment qu'entre 0.5 et 2.4 millions de tonnes de plastiques atteignent les océans chaque année. Il est communément admis que 80% de ces plastiques proviennent du continent par l'intermédiaire des fleuves. Cependant, peu d'études se sont focalisées sur les grands fleuves afin de mesurer les flux de plastiques et encore moins leur dynamique de transfert. Ce manque est lié d'une part à des verrous méthodologiques pour évaluer les flux de macroplastiques dans les rivières et d'autre part au tropisme océanique qui concentre la majorité des études. Par ailleurs, ces études se concentrent sur les microplastiques (<5 mm) qui représentent plus de 90%, en nombre, du plastique océanique. Or, les microplastiques sont en partie issus de la fragmentation des macroplastiques et les fleuves sont des agents de transfert de l'ensemble de ces particules vers la mer. Leur dynamique de transfert ainsi que leur quantité sont encore largement méconnues, ce qui explique les grandes incertitudes sur les estimations de flux globales. Dans le cadre du projet MacroPLAST, le bassin de la Seine – qui concentre une forte pression anthropique – est utilisé comme bassin pilote afin de tester des méthodes de quantification des flux de macroplastiques exportés en mer, ainsi que leur dynamique de transfert. Alors que les premières estimations tendent vers des flux compris entre 1100 et 5900 t/an, une méthode quantitative novatrice a été développée pour tenir compte sur le long terme de la dynamique de transfert des macroplastiques. Cette dynamique, qui s'appuie sur des déchets marqués, des balises GPS (Figure 1) et des inspections quotidiennes de berge, repose sur (i) les débits et les variations hydrologiques saisonnières de la Seine (e.g. impact des crues), (ii) la dynamique des marées et des vents dans l'estuaire (e.g. impact des grandes marées et des tempêtes), (iii) la géomorphologie particulière de la Seine (e.g. les grandes boucles), (iv) les barrages et les écluses et (v) le trafic fluvial intense. Les déchets marqués ou datés ainsi que des traçages GPS ont montré des temps de séjours très importants des déchets dans la Seine et en particulier dans l'estuaire où ils s'accumulent. A la faveur des courants hélicoïdaux induits par les méandres, des marées et des vents, tous les déchets flottants et sub-flottants s'échouent sur les berges. Grâce à des ramassages quotidiens effectués par l'entreprise d'insertion Naturaulin, des probabilités de collecte ont pu être déterminées et des flux quantifiés. Après 1 an, il s'avère que le taux de capture des déchets par Naturaulin s'élève à plus de 25%, ce qui se traduit par des flux de plastique d'environ 200 t/an. Ce taux de capture élevé est directement lié au transfert lent qui s'opère de l'amont à l'aval comme l'atteste la présence de plastiques vieux de plusieurs décennies ou encore les échouages multiples des balises GPS. L'intense trafic fluvial participe à la fragmentation des plus gros morceaux grâce aux hélices des bateaux. Ainsi, l'estuaire agit comme une zone tampon entre la terre et la mer où les macroplastiques sont susceptibles de se fragmenter avant d'être transférés massivement en mer à la faveur de crues, comme celle de 2018. Lutter contre la pollution microplastiques en mer passe donc par lutter contre la pollution en macroplastiques à terre.

* Université Paris Est Créteil, LEESU, UMR MA 102, F-94010 Créteil, France

† Association SOS Mal de Seine, <http://maldeseine.free.fr/>

‡ GIP Seine-Aval, Pôle Régional des Savoirs ; 115 Bd de l'Europe, 76100 Rouen

§ Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), Direction du Développement et de la Prospective, 82 Avenue Kléber, 92700 Colombes, France.



po2019 - - Lundi 24 juin 2019 - 16:00/16:15 (15min)

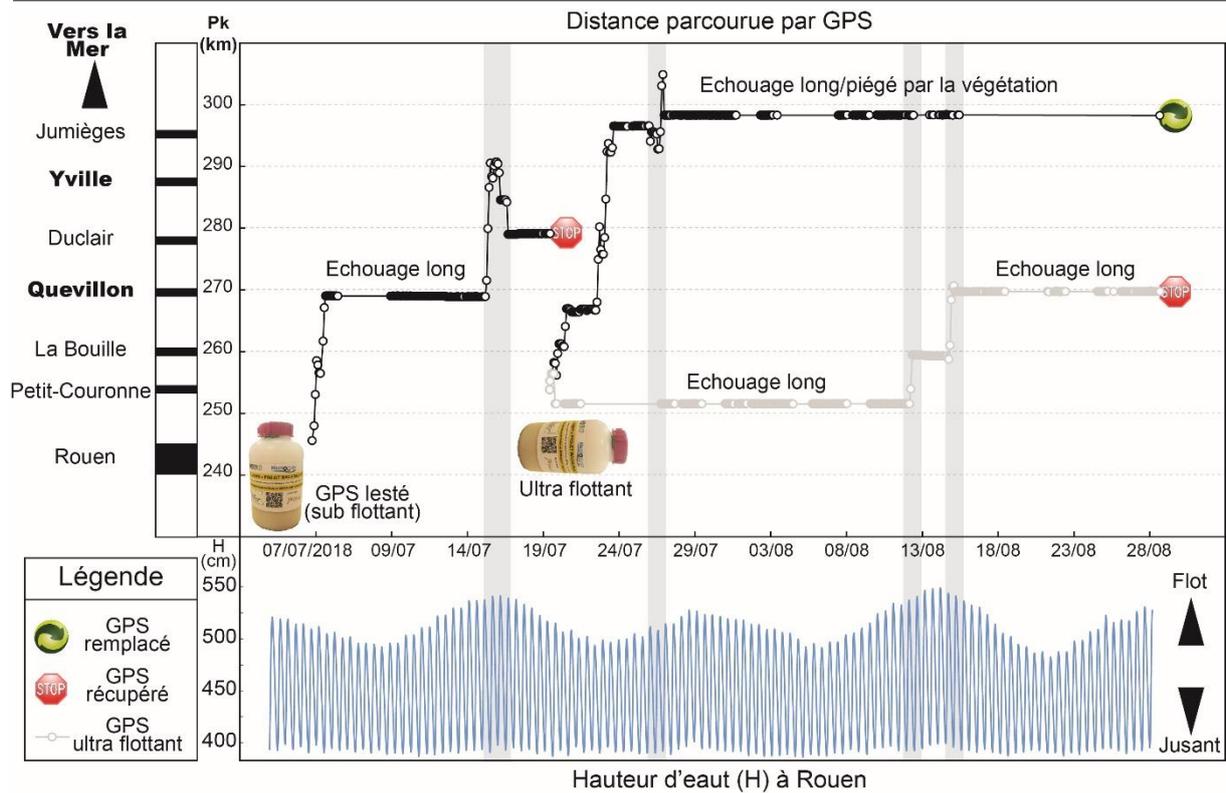


Figure 1 : Dynamique des déchets dans la Seine en période de faibles débits de l'amont ver l'aval (Pk, points kilométriques croissants). Les longs plateaux horizontaux illustrent des périodes d'échouage dont le début ou la fin coïncident avec les grandes marées bimensuelles. En noir, les balises lestées et en gris une balise non lestée. Les différences de trajectoires entre les balises lestées et non lestées témoignent de l'influence majeure des vents.



Impact des protocoles de digestion sur les fibres synthétiques et naturelles

*Robin Treilles**, *A. Cayla^{†‡}*, *J. Gasperi**, *B. Strich[†]*, and *B. Tassin**

Introduction

Les microplastiques constituent un enjeu environnemental majeur reconnu. Alors que les premiers travaux étaient focalisés sur des microplastiques sous forme de fragments, de plus en plus d'études soulignent l'importance des microplastiques sous forme de fibres. Elles sont ubiquistes et sont retrouvées dans l'air (Dris *et al.*, 2016), dans les rivières (Rillig, 2012) et les océans (Jamieson A. J. *et al.*, 2019), dans les sédiments (Di et Wang, 2018), dans les contenus stomacaux de poissons (Collard *et al.*, 2015) et même dans différents produits alimentaires tels que le miel, la bière (Liebezeit et Liebezeit, 2013) et l'eau en bouteille (Welle et Franz, 2018). La quantification des microplastiques dans les échantillons environnementaux nécessite la mise en place de méthodes d'élimination de la matière organique. Ce travail présente différents protocoles de digestion de la matière organique sur des fibres naturelles ou artificielles et analyse l'impact de ces protocoles sur leur intégrité. Cinq protocoles de digestion sur sept différents types de fibres naturelles ou chimiques ont été testés.

Matériel et méthode

Les protocoles testés sont ceux fréquemment retrouvés dans la littérature : KOH 10% à 40°C pendant 24 heures (Karami *et al.*, 2017) ; KOH 10% à 60°C pendant 24 heures (Dehaut *et al.*, 2016) ; NaClO 9% à température ambiante pendant une nuit (Collard *et al.*, 2015) ; H₂O₂ 30% à 40°C pendant 48 heures (Dris *et al.*, 2018) ; la réaction de Fenton avec H₂O₂ 30% et une solution catalytique d'ions Fe²⁺ de concentration 6,67 mg/ml pendant 2h à température ambiante (Tagg *et al.*, 2017). Les fibres sur lesquelles ces protocoles seront testés sont neuves et correspondent aux fibres les plus utilisées dans l'industrie textile. Trois sont des fibres synthétiques (le polyamide 6.6 (PA 6.6), le polyéthylène téréphtalate (PET) et l'acrylique), une est artificielle (la viscose), deux sont végétales (le coton et le lin) et la dernière est d'origine animale (la laine).

Ces fibres sont caractérisées avant et après digestion en évaluant différents paramètres physico-chimiques et mécaniques : leur masse linéique, l'élongation à la rupture, la ténacité, ainsi que leur potentiel zêta. Leurs sections transversale et longitudinale sont caractérisées par le biais d'observation au microscope optique. Pour les fibres synthétiques, la cristallinité est évaluée par calorimétrie différentielle à balayage. Enfin, les fibres sont caractérisées chimiquement par spectroscopie infrarouge et leur aspect observé par microscopie électronique à balayage.

Résultats

A l'exception du protocole de Fenton dont les résultats sont en cours d'acquisition et seront disponibles lors de la conférence, nous observons différents impacts en fonction du protocole testé. La température semble être un facteur déterminant quant à la conservation de l'intégrité des fibres de PET. En effet, pour la digestion au KOH 10%, nous observons des modifications importantes de tous les paramètres mécaniques et physico-chimiques ainsi qu'une augmentation de la rugosité des fibres de PET quand cette digestion est effectuée à 60°C mais peu de dégradation à 40°C. La figure 1 illustre la dégradation importante des fibres de PET, observée par le biais d'un microscope électronique à balayage.

* Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU), Paris, France

[†] Université de Lille, Lille, France

[‡] Génie des Matériaux Textiles (GEMTEX), Roubaix, France

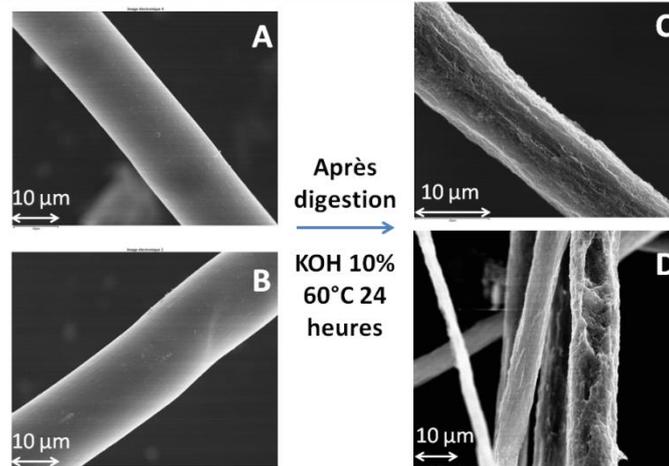


Figure 1 : Images obtenues à l'aide d'un microscope électronique à balayage de fibres PET avant (A et B) et après (C et D) digestion KOH 10% 60°C 24 heures

La digestion au H₂O₂ 30% à 40°C affecte les propriétés mécaniques de différentes fibres (la viscose, le PA 6.6, le lin et le coton) en augmentant leur fragilité. Ce protocole n'affecte cependant pas la rugosité de ces fibres et les dégradations ne sont pas visibles au microscope optique ou au microscope électronique à balayage. En ce qui concerne la digestion au NaClO, celle-ci n'affecte que l'intégrité physique des fibres de lin en dissolvant leur cortex. Le protocole le plus respectueux de l'intégrité des fibres semble être la digestion au KOH 10 % à 40°C pour lequel aucune dégradation n'est observé. Ces études pourraient participer à la mise en place d'un protocole standard pour l'analyse des fibres dans l'environnement.

Références

- Collard, F., Gilbert, B., Eppe, G., Parmentier, E., Das, K., 2015. Detection of Anthropogenic Particles in Fish Stomachs: An Isolation Method Adapted to Identification by Raman Spectroscopy. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69, 331–339.
- Dehaut, A., Cassone, A.-L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I., 2016. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution* 215, 223–233.
- Di, M., Wang, J., 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment* 616–617, 1620–1627.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104, 290–293.
- Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., 2018. Sources and Fate of Microplastics in Urban Areas: A Focus on Paris Megacity. *Freshwater Microplastics* 69–83.
- Jamieson A. J., Brooks L. S. R., Reid W. D. K., Piertney S. B., Narayanaswamy B. E., Linley T. D., 2019. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science* 6, 180667.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romano, N., Ho, Y.B., Salamatina, B., 2017. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of The Total Environment* 578, 485–494.



Liebezeit, G., Liebezeit, E., 2013. Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment* 30, 2136–2140.

Rillig, M.C., 2012. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environ. Sci. Technol.* 46, 6453–6454.

Tagg, A.S., Harrison, J.P., Ju-Nam, Y., Sapp, M., Bradley, E.L., Sinclair, C.J., Ojeda, J.J., 2017. Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater. *Chem. Commun.* 53, 372–375.

Welle, F., Franz, R., 2018. Microplastic in bottled natural mineral water – literature review and considerations on exposure and risk assessment. *Food Additives & Contaminants: Part A* 35, 2482–2492.



Modélisation des flux de plastiques en Méditerranée

Lisa Weiss*, Wolfgang Ludwig*, Claude Estournel†, Mahrez Sadaoui*

La pollution plastique représente aujourd'hui un problème majeur pour l'environnement méditerranéen cependant la distribution spatiale des déchets dans le milieu marin est encore difficile à comprendre et interpréter. Notre approche consiste ainsi à développer un modèle statistique permettant de quantifier les particules plastiques rejetées par les fleuves. Ce modèle est basé sur la délimitation du bassin versant méditerranéen ainsi que sur des données géo-spatiales telles que les densités de population, la gestion des déchets, le transport sédimentaire et les écoulements. Ces apports permettent ensuite d'initier des simulations numériques de circulation océanique afin d'analyser la dispersion des particules via les courants.

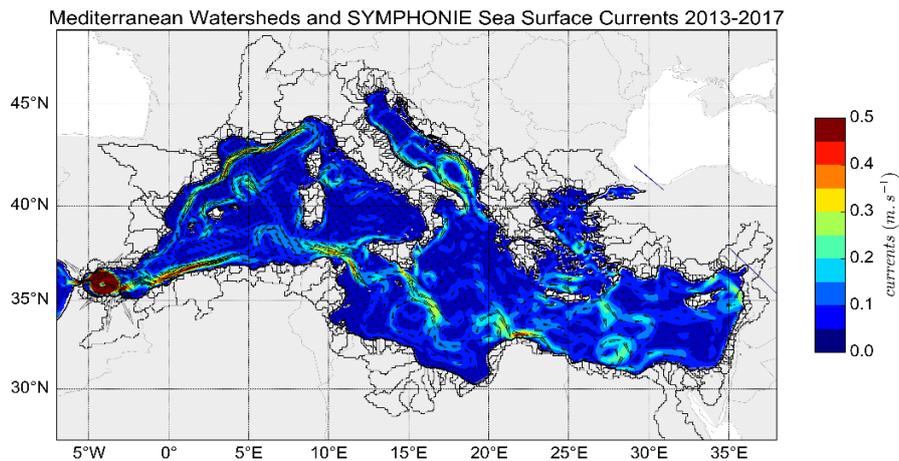


Fig1. Délimitation du bassin versant méditerranéen et courants de surface moyens (2013-2017) simulés par le modèle hydrodynamique 3D SYMPHONIE

Introduction et méthode

La mer Méditerranée possède des densités de plastiques parmi les plus importantes au monde avec plus d'un million de débris flottants au kilomètre carré. Les concentrations en plastiques retrouvées à la surface de la mer peuvent ainsi atteindre celles mesurées au centre des gyres océaniques tels que le renommé « pacific garbage patch » (Cozar et al. 2015). Alors que des zones de convergence ont été observées dans les océans, aucune accumulation n'a été clairement identifiée en mer Méditerranée. Le littoral densément peuplé exerce une forte pression anthropique sur l'environnement marin et les importants écoulements fluviaux contribuent aux forts apports plastiques provenant de l'intérieur des terres. Du fait de sa structure semi-fermée, l'environnement méditerranéen constitue donc un hotspot pour la pollution plastique.

Comprendre l'impact de cette pollution sur les écosystèmes marins et potentiellement sur la santé humaine nécessite une meilleure quantification des sources ainsi qu'une analyse de la dispersion des particules vers le large. Ce projet consiste ainsi à intégrer le nombre croissant de mesures réalisées dans les fleuves et en mer à un modèle afin de quantifier les apports en plastiques et interpréter la distribution des débris en mer. Notre approche se base sur deux modèles empiriques d'apports développés à l'échelle globale (Lebreton et al. 2017 et Schmidt et al. 2018). Les facteurs anthropiques tels que les densités de population ou la gestion des déchets ainsi que les paramètres hydrologiques tels que les frontières des bassins, le réseau hydrographique et les écoulements

* CEFREM – UMR 5110 CNRS – UPVD, Perpignan, France – lisa.weiss@univ-perp.fr

† Laboratoire d'Aérodynamique, UMR 5560, Toulouse, France



(Ludwig et al. 2009) ont été collectés pour la Méditerranée. La corrélation entre les flux de plastiques et d'autres paramètres ont également été testées comme les flux de matières en suspension (Sadaoui et al. 2017), l'occupation des sols, la rétention aux barrages ou les vents. Une régression multiple basée sur ces paramètres et sur les concentrations en plastiques mesurées dans plusieurs fleuves mondiaux a permis d'estimer les flux de plastiques exportés par les fleuves vers la mer Méditerranée.

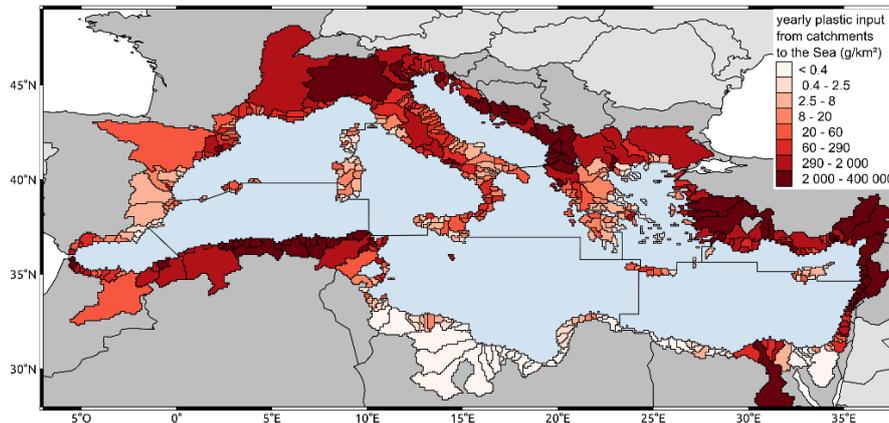


Fig2. Flux massiques spécifiques ($t.km^{-2}.y^{-1}$) de plastique des bassins versants méditerranéens vers la mer (basés sur le modèle de Lebreton et al. 2017)

La dispersion des particules plastiques via les courants marins est simulée à partir des sorties du modèle hydrodynamique SYMPHONIE développé au Laboratoire d'Aérodynamique de Toulouse (Marsaleix et al., 2008). Ce modèle de circulation océanique 3D, déjà utilisé pour simuler le transport particulaire, la dynamique du phytoplancton ou celle du carbone organique, peut intégrer les différentes caractéristiques des particules plastiques telles que la taille, la forme ou la densité. De plus, des simulations réalisées à l'échelle de toute la Méditerranée peuvent être maintenant utilisées (résolution entre 1 et 6 kilomètres). Cette approche de modélisation numérique devra intégrer les hypothèses actuelles faites sur le transport des particules plastiques dans les différents compartiments marins pour nous renseigner sur leur devenir : dérive en surface, échouage sur le littoral, sédimentation, cascading ou répartition dans la colonne d'eau. La validation des scénarios se basera sur le croisement des simulations avec le nombre croissant d'observations faites en mer.

Références

- Cózar, A., Sanz-Martin, M., Martí, E., González-Gordillo, JI., Ubeda, B., Gálvez, JÁ., et al., 2015. Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. PLoS ONE 10(4): e0121762. doi:10.1371/journal.pone.0121762
- Lebreton, Laurent C.M., et al., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. Nature communications, 8, 15611. doi: 10.1038/ncomms15611
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades. Progress in Oceanography, 80:199-217. doi:10.1016/j.pocean.2009.02.001
- Marsaleix, P., Auclair F., Floor, J. W., Herrmann, M. J., Estournel, C., Pairaud, I., Ulses, C., 2008. Energy conservation issues in sigma-coordinate free-surface ocean models. OceanModelling. 20, 61-89. doi:10.1016/j.ocemod.2007.07.005
- Sadaoui, M., Ludwig, W., Bourrin F., Romero, E., 2017. The impact of reservoir construction on riverine sediment and carbon fluxes to the Mediterranean Sea. Progress in Oceanography, 163:94-111. doi:10.1016/j.pocean.2017.08.003
- Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S., 2018. Export of plastic debris by rivers into the sea. Environmental Science and Technology, 10.1021/acs.est.7b02368. doi: 10.1021/acs.est.7b02368

Impact écotoxicologique des plastiques de l'échelle de la cellule à l'échelle des populations



Différents profils de toxicité chez deux bivalves marins exposés à des concentrations environnementales de microplastiques

*Amélie Châtel*¹, *Messika Revel*¹, *Fabienne Lagarde*², *Hanane Perrein-Ettajani*¹, *Mélanie Bruneau*¹, *Farida Akcha*³, *Rossana Sussarellu*³, *Julien Rouxel*³, *Catherine Mouneyrac*¹

Introduction

Les débris plastiques de taille inférieure à 5mm, appelés microplastiques (MP) ont été identifiés dans une grande variété d'organismes marins mais leur potentiel toxique est encore méconnu. L'objectif de l'étude a été de comparer l'accumulation et la toxicité du polypropylène (PP) et du polyéthylène (PE) chez deux bivalves marins : la moule *Mytilus edulis* et l'huître *Crassostrea gigas*. Ces polymères ont été choisis car ils sont représentatifs de ce qui a été identifié précédemment chez les bivalves de la région des Pays de la Loire.

Matériel et méthodes

Les organismes ont été exposés en laboratoire pendant 10 jours à un mélange de MP (PE et PP 50/50 avec une taille inférieure à 400 µm) et à différentes concentrations : 0,008 ; 10 µg/L et 100 µg/L suivi de 10 jours de dépuration dans de l'eau de mer. Après exposition, les tissus et les biodépôts ont été digérés par du KOH 10% puis l'identification des MP a été réalisée par spectroscopie infrarouge. Les effets toxiques ont été évalués par des mesures de marqueurs impliqués dans la détoxification, le stress oxydant, le système immunitaire, ainsi que des lésions de l'ADN.

Résultats/discussion

Les résultats ont montré la présence de MP dans les glandes digestives des moules exposées à 100 µg/L de MP et dans les biodépôts à toutes les concentrations testées chez les deux bivalves. Des augmentations significatives des enzymes antioxydantes ont été observées dans les glandes digestives des moules exposées à 0,008 et 10 µg/L et dans les branchies de moules exposées à 100 µg/L de MP susceptibles d'indiquer un stress oxydatif. Aucun effet toxique n'a été mesuré chez les huîtres (fig.1.)

¹ Laboratoire Mer, Molécules, Santé (MMS EA2160), Université Catholique de l'Ouest, Angers, France

² Institut des Molécules et des Matériaux du Mans, UMR CNRS 6283, Le Mans Université, Le Mans, France

³ Ifremer, Laboratoire d'Ecotoxicologie, Nantes, France

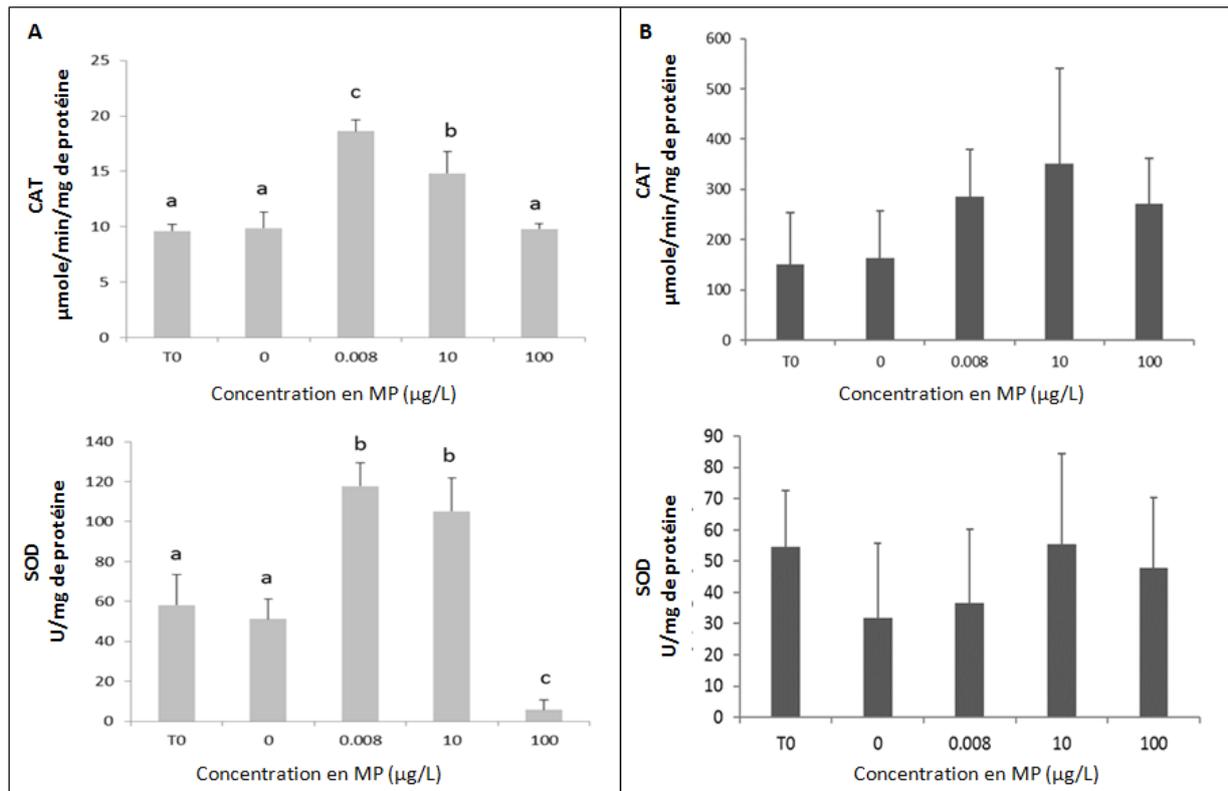


Fig.1. Activité spécifique de la catalase (CAT) et de la superoxyde dismutase (SOD) dans les glandes digestives de moules *M. edulis* (A) et d'huîtres *C. gigas* après 10 jours d'exposition à un mélange de MP (PE et PP) à des concentrations environnementales. Données exprimées en moyenne \pm écart type ($N = 5$).

Conclusion

Cette étude a montré la présence de MPs au niveau des biodépôts des moules et des huîtres exposées à des concentrations environnementales d'un mélange de PE et PP, indiquant bien une ingestion de ces particules par ces deux bivalves. En revanche, des différences de réponses ont été observées, soulevant ainsi des interrogations quant à la bioaccumulation de ces particules chez ces espèces.

Références

- Phuong, N.N., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., Mouneyrac, C., Amiard, F., Poirier, L., Lagarde, F., 2017. Quantification and characterization of microplastics in blue mussels (*Mytilus edulis*): protocol setup and preliminary data on the contamination of the French Atlantic coast. Environmental Science and Pollution Research, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8862-3>
- Revel, M., Lagarde, F., Perrein-Ettajani, H., Bruneau, M., Akcha, F., Sussarellu, R., Rouxel, J., Costil, K., Decottignies, P., Cognie, B., Châtel, A., Mouneyrac, C., 2019. Tissue-specific biomarker responses in the blue mussel *Mytilus spp.* exposed to a mixture of microplastics at environmentally relevant concentrations. Front. Environ. Sci. Sect. Environ. Toxicol. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00033>



Conséquences physiologiques d'une exposition chronique de poissons à des microplastiques vierges ou contaminés

Bettie Cormier^{1,2,3}, Le Bihanic Florane^{1,3}, Joassard Lucette³, Keiter Steffen H.², Cachot Jérôme¹, Bégout Marie-Laure³, Cousin Xavier^{4,5}

Introduction

L'occurrence de microplastiques (MP) dans le tube digestif des poissons varie selon les espèces, mais peut atteindre 75 % des individus. La toxicité des MP reste mal connue et peut être d'origine physique ou chimique. La toxicité chimique peut être intrinsèque (additifs) ou extrinsèque (polluants adsorbés) aux plastiques, l'importance de cette dernière reste encore débattue par rapport aux autres sources de polluants.

Méthodes

Nous avons effectué des expositions trophiques de medakas marins (*O. melastigma*) et de poissons-zèbres (*D. rerio*) à des MP industriels (PE 11-13µm, PVC 250 ≥µm) soit vierges soit dopés avec des concentrations environnementales de polluants organiques (PFOS, BaP ou benzophénone-3 (BP3)). Une autre exposition a été réalisée en utilisant des MP obtenus après broyage (à 50 µm) à partir de plastiques collectés sur deux plages de Guadeloupe, une plage réputée peu polluée (Marie-Galante) et une plage située dans une zone où la pêche est interdite (Petit-Bourg). Les MP ont été introduits dans l'aliment à raison de 1 % en poids et l'exposition a débuté à des âges différents en fonction de la taille des MP, dès la première prise de nourriture (PE), à 1 mois (Guadeloupe) et 2 mois (PVC). Des marqueurs moléculaires (génotoxicité, stress oxydatif, statut endocrinien) et des variables individuelles (survie, croissance et reproduction, comportement) ont été suivis tout au long de l'exposition.

Résultats

Pour les deux espèces, nous avons mis en évidence :

- L'absence de toxicité aiguë, de génotoxicité ou de stress oxydatif
- Une diminution de la croissance à long-terme
- Une diminution de la reproduction pour certains PE (PFOS et PB3), tous les PVC et les MP de Petit-Bourg
- Une augmentation de la concentration d'estradiol circulant chez les femelles et les males exposés au PE-PFOS
- Des altérations du comportement des larves issues de parents exposés à du PVC-BP3 et aux MP de Petit-Bourg

Ces résultats suggèrent qu'une exposition de longue durée à des MP peut induire des altérations physiologiques pouvant avoir des conséquences sur le recrutement et les populations.

Ce travail a été financé par le JPI-Océans, projet EPHEMARE (ANR-15-JOCE-0002).

¹ Université Bordeaux, EPOC, UMR 5805, 33600 Talence, France.

² Université Örebro, Fakultetsgatan 1, 701 82 Örebro, Sweden.

³ Ifremer, Laboratoire Ressources Halieutiques, 17137 L'Houmeau, France.

⁴ UMR GABI INRA, AgroParisTech, Univ. Paris-Saclay, 78350 Jouy-en- Josas, France.

⁵ Ifremer, L3AS, UMR MARBEC, 34250 Palavas, France.



Impacts biologiques des microplastiques biosourcés et compostables sur la moule bleue (*Mytilus edulis*)

Amina Khalid¹, Aurore Zalouk-Vergnoux¹, Samira Benali², Rosica Mincheva², Jean-Marie Raquez²,
Samuel Bertrand¹, Laurence Poirier¹

Introduction

La mise au point de plastiques biosourcés destinés à remplacer les produits pétrochimiques qui menacent notre environnement marin nécessite l'évaluation des impacts toxiques de ces nouveaux matériaux sur la faune et la flore marine. Les conditions optimales nécessaires à leur dégradation n'étant pas atteintes dans les écosystèmes aquatiques et marins, il est nécessaire de connaître leur dégradation et leurs impacts sur les organismes en milieu naturel. Cette étude vise à évaluer les effets toxicologiques d'une matrice biosourcée et industriellement biocompostable broyée mécaniquement. Ces microplastiques ont été mis en présence d'un bivalve marin, la moule bleue (*Mytilus edulis*). La combinaison des analyses de marqueurs biochimiques et d'une approche métabolomique plus globale ont permis une étude pertinente des effets toxicologiques.

Matériel et méthodes

Des microplastiques de tailles allant de 10 à 100 µm ont été produits à partir de la fragmentation de d'une matrice commerciale à base d'acide polylactique (PLA). Quinze moules ont été exposées à 3 conditions différentes : absence de microplastique (CON: témoin), à des microplastiques en concentrations environnementalement réalistes (D1 : 10 µg/L et D2 : 100 µg/L) pendant 8 jours, dans des aquariums remplis d'eau de mer artificielle. L'expérience a été réalisée en triplicats pour chaque condition d'exposition. Le potentiel des microplastiques à induire une neurotoxicité a été mesuré par l'inhibition de l'acétylcholine estérase (AChE). La stabilité de la membrane lysosomale (LMS) et la phosphatase acide (AcP) ont été utilisées comme biomarqueurs des réponses immunotoxiques. La superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT) et la glutathion-S-transférase (GST) ont permis d'évaluer le stress oxydatif. Des analyses métabolomiques ont été effectuées en parallèle par injection en flux couplée à la spectrométrie de masse à haute résolution (FIA-HRMS) sur des extraits lipidiques de 8 individus de moules par condition.

Résultats et discussion

Stress oxydatif, effets neurotoxiques et immunologiques

Une diminution significative de l'AChE a été observée après exposition des moules à la dose D1 par rapport aux témoins et à D2. Des effets neurotoxiques similaires ont été décrits pour des expositions à des microplastiques pétrochimiques (Avio et al., 2015 ; Paul-Pont et al., 2016). Aucune différence significative dans les structures membranaires lysosomales et l'activité enzymatique de l'AcP n'a été observée. En ce qui concerne le stress oxydatif, les activités CAT, GST et SOD ont été significativement augmentées après exposition à la dose D1. Ces régulations à la hausse traduisent des modifications physiologiques auxquelles l'organisme est confronté pendant l'exposition. Ces résultats sont en cohérence avec des précédentes études décrivant l'impact de microbilles de polystyrène sur *M. edulis* et *M. galloprovincialis* (Paul-Pont et al., 2016).

¹ Laboratoire Mer, Molécules, Santé, Université de Nantes, 9 rue BIAS, 44035 Nantes Cedex 1, France

² Centre d'innovation et de Recherche des Matériaux et Polymères (CIRMAP), Service des Matériaux Polymères et Composites (SMPC), Université de Mons, Place du Parc 20, B7000 Mons, Belgique



Effets métabolomiques

Les données métabolomiques analysées par OPLS-DA ont permis de discriminer les moules en fonction de la condition d'exposition (Fig.1A). La représentation des ions (Fig. 1B) a mis en évidence 42 composés sous exprimés chez les moules exposées pendant 8 jours aux microplastiques. Sur la base des données HRMS, la plupart de ces composés appartiennent à la famille des glycérophospholipides. Ces lipides sont les composants majeurs des membranes lipidiques où ils assurent plusieurs rôles, notamment celui de réguler la liaison des protéines aux membranes, celui de messagers ou de molécules de signalisation dans le cycle cellulaire et l'apoptose (Hannun et al., 2008).

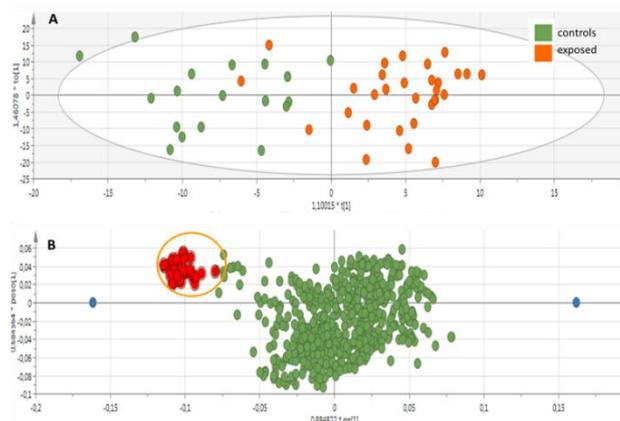


Figure 1 : OPLS-DA des moules témoins et exposées. A) représentation des individus; B) représentation des ions

Conclusion

Cette étude a permis de mettre en évidence qu'une exposition à des doses de microplastiques de PLA, réalistes d'un point de vue environnemental, conduit à un stress oxydant et une neurotoxicité chez *M. edulis*. Les effets les plus importants ont été observés à la concentration d'exposition la plus faible (10 µg/L). Cette observation peut s'expliquer par une plus faible activité de filtration des individus à la concentration la plus élevée (100 µg/L). D'autre part, le lipidome des moules a également été impacté aux deux doses d'exposition. Les glycérophospholipides, lipides structuraux importants des membranes biologiques, semblent constituer la catégorie de lipides la plus perturbée. Des analyses utilisant un couplage chromatographique à l'HRMS permettront, dans un futur proche, d'identifier précisément les glycérophospholipides impliqués dans ces perturbations métaboliques afin d'approfondir les mécanismes d'action des particules de PLA.

Mots clés : poly(L)-lactide, PLA, biomarqueurs, métabolomique

Références

- Avio, C.G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., D'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., Regoli, F., 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut* 198:211–222.
- Paul-Pont, I., Lacroix, C., González Fernández, C., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Frère, L., Cassone, A.L., Sussarellu, R., Fabioux, C., Guyomarch, J., Albentosa, M., Huvet, A., Soudant, P., 2016. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environ Pollut* 216:724–737.
- Hannun, Y.A., Obeid, L.M., 2008. Principles of bioactive lipid signalling: lessons from sphingolipids. *Nat Rev Mol Cell Biol* 9:139.



The impact of plastic debris on the health status of deep corals

Lartaud Franck^{1*}, Meistertzheim Anne-Leïla², Chapron Leïla¹, Mouchi Vincent¹, Peru Erwan¹, Galand Pierre¹, Ghiglione Jean-François², Pruski Audrey¹, Vétion Gilles¹

Abstract

There is an increasing interest in the impact of plastics on marine ecosystems and organisms. Most studies focus on coastal organisms although the deep-sea is now recognised as a major sink for plastic debris. Plastics particularly aggregate in submarine canyons where they represent the dominant part of the marine litter. In the Mediterranean canyons, plastic debris represent ca. 70% of the observed wastes, with macro debris concentrations reaching >1 item 100 m^{-1} . Deep-sea fauna such as gastropods, echinoderms, crabs and cold-water corals have been shown to ingest microplastics and they could be impacted by plastic pollution.

The PLAISCOOL project aimed to explore the impact of plastic wastes on the health status of emblematic deep-sea species: the reef-builders cold-water corals *Lophelia pertusa* and *Madrepora oculata*. Aquaria experiments were conducted to estimate the effects of macro- and microplastics on diverse physiological functions of corals, through an integrated approach at different levels of biological organization. It included the joint analysis of the skeletal growth processes, the feeding behaviour, the energy status of the host, and the characterisation of the associated microbiome, showing distinct effects between the experimental conditions.

The results show species-specific responses to plastic exposure. *Lophelia pertusa*, which forms the biggest reefs on the deep, appears particularly sensitive to plastic contamination. Both macro- and microplastics reduce growth rate (Chapron et al., 2018) but long-term experiments show that this species can cope with the barrier effect of large debris using an avoidance strategy, contrary to microplastics that have persistent effects.

Références

Chapron, L., Peru, E., Engler, A., Ghiglione, J.F., Meistertzheim, A.L., Pruski, A.M., Purser, A., Vétion, G., Galand, P.E., Lartaud, F., 2018. Macro- and microplastics affect cold-water corals growth, feeding and behaviour. *Sci. Rep.* 8, 15299. doi:10.1038/s41598-018-33683-6

*¹ Sorbonne Université, CNRS, Laboratoire d'Ecogéochimie des Environnements Benthiques (LECOB), Observatoire Océanologique, F-66650, Banyuls/Mer, France

² Plastic@Sea, Observatoire Océanologique, F-66650 Banyuls/mer, France

³ Sorbonne Université, CNRS, Laboratoire d'Océanographie Microbienne (LOMIC), Observatoire Océanologique, F-66650 Banyuls/mer, France



Les lignées cellulaires de poisson: outils pour l'évaluation de la toxicité de microplastiques

Bénédicte Morin¹, Pauline Pannetier^{1,2}, Noranny Teixeira de Lima¹, Christelle Clérandeau¹, Alberto Cuesta³, Jérôme Cachot¹

*

L'accumulation de particules microplastiques dans l'environnement aquatique représente une préoccupation émergente. En effet, ces petites particules peuvent être ingérées par les organismes vivants et provoquer des effets physiques et /ou toxicologiques. Ce sont également des surfaces d'adsorption et des vecteurs pour de nombreux polluants en particulier les substances hydrophobes. De nombreuses études ont documenté la présence de microplastiques (MP) dans les milieux aquatiques et la contamination du biote mais les impacts sur les organismes aquatiques restent peu connus à ce jour. Le règlement REACH et la directive européenne sur la protection des animaux utilisés à des fins scientifiques préconisent la mise en place d'alternatives à l'expérimentation animale. À cet égard, des essais toxicologiques sur les lignées de cellules de poisson sont en cours de validation. Ils permettent de fournir des résultats rapides et fiables sur les propriétés toxiques et écotoxiques de produits chimiques ou de mélanges. Dans ce but, différentes lignées cellulaires de poissons (foie de truite arc-en-ciel RTLW-1, cerveau de bar DLB-1 et embryons de médaka japonais OLCAB-e3) ont été utilisées pour évaluer l'effet toxique d'extraits organiques de microplastiques vierges ou artificiellement dopés avec différents polluants fréquemment adsorbés sur les MP, le B[a]P, l'oxybenzone et le PFOS. D'autre part, ces lignées cellulaires ont permis d'évaluer la toxicité de MP présents sur des plages au niveau des principaux gires océaniques (Odyssee Race for Water 2015). Bien que les extraits organiques (DMSO) de ces différents microplastiques n'induisent pas d'effets cytotoxiques, des effets sub-cellulaires sont observés avec une induction de l'activité EROD et de la production de ROS et une altération de l'ADN. Nous présenterons les réponses obtenues qui varient en fonction des extraits et des lignées cellulaires. Cette étude met en évidence l'intérêt des modèles biologiques *in vitro* tels que les lignées cellulaires de poisson pour l'évaluation de la toxicité de produits chimiques extraits de microplastiques (constituants, additifs ou polluants adsorbés) s'ils sont biodisponibles et libérés dans l'organisme.

¹ Université de Bordeaux, UMR CNRS EPOC 5805, Pessac, France,

² Ifremer, France,

³ Université de Murcia, Espagne



Existe-t-il un transfert trophique des MP et quels sont les effets toxiques chez les larves et les juvéniles de soles ?

Pauline Pannetier^{1,2}, Caroline Vignet^{1,2,3}, Messika Reve⁴, Christelle Clérandeau¹, Catherine Mouneyrac⁴, Jérôme Cachot¹, Xavier Cousin^{2,5,6}, Marie-Laure Bégout²

Introduction

En raison d'une forte pression anthropique, les zones estuariennes sont touchées par une importante pollution aux microplastiques (MP) et les espèces inféodées à ces zones y sont particulièrement exposées. L'objectif de cette étude, financée par le programme Seine-Aval, est d'évaluer les effets de MP environnementaux collectés en estuaire de Seine sur une espèce emblématique de nos côtes, la sole commune (*Solea solea*) à travers une exposition directe ou par voie trophique.

Exposition

Deux types d'expositions ont été réalisés. La première est une exposition directe de larves de sole à plusieurs plastiques industriels de différentes tailles et densités (27-35 μm et $d=0.99$; 27-32 μm et $d=1.20$; 63-75 μm et $d=1.20$) ainsi qu'à un cocktail d'échantillons environnementaux prélevés dans l'estuaire de la Seine (100 μm) afin de déterminer la cinétique d'ingestion et d'égestion. Pour mettre en évidence d'éventuelles différences en fonction du stade de développement, cette exposition a été réalisée avant (7 jours post éclosion, jpe), pendant (21-22 jpe) et après la métamorphose (41-42 jpe). Dans une seconde expérience, des juvéniles de sole ont été nourris avec des vers estuariens (*Hediste diversicolor*) préalablement exposés au MP via le sédiment. Comme précédemment les MP utilisés sont d'origines industrielles ou d'estuaire de Seine. Plusieurs marqueurs d'état de santé tels que la survie, la croissance, le comportement, le métabolisme énergétique, le système immunitaire, le système digestif ont été étudiés.

Résultats

Quelque soit le stade de développement, les larves ont ingérés tous les plastiques indépendamment de la taille et/ou du type et aucune différence de cinétique d'ingestion ou d'égestion n'a été mise en évidence. Pendant la métamorphose le comportement natatoire des larves de sole a été modifié : la distance parcourue est plus faible chez les larves ayant consommé des MP et pour tous les MP testés. Chez les juvéniles de soles nourris avec des vers exposés à des MP environnementaux (400 μm) ou industriels (100-250 μm) nous avons mis en évidence une modification de comportement dans le choix du sol proposé (noir ou blanc) et de couleur des individus exposés pour la concentration la plus haute et les MP enrobés de Benzo(a)Pyrène ou d'Oxybenzone. Ces observations sont indicatrices d'un stress physiologiques. Ces premiers résultats mettent en évidence les effets délétères des microplastiques lors d'expositions directes ou indirectes à différents stades de vie. Ce travail sera complété par une exposition de larves de soles pendant 1 mois à partir de l'éclosion à des copépodes (*Acartia tonsa*) ayant eux-mêmes été exposés à des MP.

¹ Université de Bordeaux, UMR CNRS EPOC 5805, Avenue des facultés, Talence - France

² Laboratoire Ressources Halieutiques de La Rochelle ; Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) ; Place Gaby Coll, 17137 L'Houmeau - France

³ Institut Universitaire J.F Champollion d'Albi, France

⁴ Laboratoire Mer Molécules Santé-Université Catholique de l'Ouest, Angers Université Catholique de l'Ouest, France

⁵ UMR MARBEC - L3AS, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER)

⁶ Génétique Animale et Biologie Intégrative, Institut National de la Recherche Agronomique, AgroParisTech, Domaine de Vilvert F-78252 Jouy-en-Josas - France



Microplastic leachates: the pernicious threat behind a conspicuous pollution

*Laurent Seuront**

Plastics are a major source of global marine pollution. They have conspicuous effects such as the deposition of beached debris and the entanglement of marine fauna. Microplastics (i.e. plastic particles less than 5 mm) are, however, a more recent and pernicious source of pollution, persistent and nearly ubiquitous in marine systems. In particular, microplastics are a vector of chemical pollutants adsorbed onto their surface. Their ingestion by organisms as small as zooplankton prompts the desorption of these chemicals which cause adverse effects. They also accumulate into the tissues and organs, hence cascade through the food chain.

The effects of microplastics through the release in the environment of additives used in their manufacture and the contaminants that adsorb and accumulate onto their surface have been far less studied. The potential effect of microplastic leachates is, however, critical as most plastic contamination in the ocean is made of microplastics, which tend to accumulate more persistent pollutants than large debris.

In this context, this presentation illustrates how microplastic leachates (i) impair, and eventually inhibit, the predator-prey interactions between an intertidal snail and its predatory crab, (ii) affect the ability of male copepods to locate conspecific females, and (iii) modify the functional traits of an ecosystem engineer of great economic importance, the blue mussel *Mytilus edulis*. The potential implications of these findings on the future of ocean ecosystems

* Centre National de la Recherche Scientifique, UMR8187 LOG, Wimereux, France



*Modifications physiologiques au cours du développement embryo-larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* lors d'une exposition aux nanoplastiques, et conséquences sur la vie pélagique*

Tallec Kevin^{1*}, Paul-Pont Ika², Bernardini Ilaria³, Artigaud Sebastien², Boulais Myrina², Le Grand Fabienne², Bideau Antoine², Petton Bruno¹, Quéré Claudie¹, Lambert Christophe², Cassone Anne-Laure², Huber Matthias¹, Le Goïc Nelly², Soudant Philippe², Fabioux Caroline², Huvet Arnaud¹.

*kevin.tallec@univ-brest.fr

L'huître creuse *Crassostrea gigas* est une espèce importante des régions côtières du fait de son rôle économique pour les sociétés humaines et de ces diverses fonctions écologiques en tant qu'espèce ingénieure de l'écosystème. Cette espèce base sa reproduction sur une fécondation externe, *i.e.* une émission des gamètes directement dans la colonne d'eau puis un développement larvaire entièrement pélagique jusqu'à la métamorphose et fixation. Par conséquent, les jeunes stades de *C. gigas* font face à la multitude de contaminants anthropiques présents dans les zones côtières, notamment les déchets plastiques. Parmi ces déchets, une nouvelle classe a récemment été proposée : les nanoplastiques (NP < 100 nm). Ces débris peuvent provenir d'un relargage direct *via* des utilisations industrielles/domestiques et de la fragmentation de microplastiques (100 nm < MP < 5 mm) sous l'effet des radiations solaires, des turbulences océaniques et/ou de l'action des (micro-)organismes marins. Du fait de leur taille, les risques biologiques des NP sont accrus en comparaison aux MP car leur rapport surface/volume bien supérieur augmente leur réactivité, notamment lors des interactions avec les membranes biologiques. Le but de cette étude était de caractériser les effets de NP (PS ; 50 nm) sur le développement embryo-larvaire de *C. gigas* exposée à une concentration non létale (0,1 µg.mL⁻¹) durant 24h, puis d'explorer les possibles conséquences sur la suite de la phase larvaire. Des effets sublétaux ont été observés sur le stade embryo-larvaire final avec des modifications dans les profils de lipides membranaires et de réserves ainsi qu'une altération des processus de biominéralisation de la coquille. Des analyses en protéomique et en lipidomique sont en cours afin d'identifier les mécanismes de toxicité impliqués. De plus, des conséquences délétères ont été observées sur le développement larvaire issu de la condition exposée, se caractérisant par une diminution de 18% de la croissance, de 20% des réserves lipidiques et d'un retard à la métamorphose d'une journée par rapport à la condition témoin. Ainsi, cette étude démontre les risques potentiels des nanoparticules de polystyrène pour le développement embryo-larvaire de l'huître creuse mais révèle également qu'une brève exposition au stade embryonnaire peut induire des effets subsidiaires sur la suite du développement de l'espèce.

¹Ifremer, Univ Brest, CNRS, IRD, LEMAR, F-29280 Plouzané, France

²Univ Brest, CNRS, IRD, Ifremer, LEMAR, F-29280 Plouzané, France.

³ Department of Physical, Earth and Environmental Sciences, University of Siena, Via Mattioli 4, 53100 Siena, Italy

Dégradation des (micro)plastiques



Méthodes de suivi du vieillissement de matrices polymères sous les effets combinés de l'eau et des UV

Lénaïk BELEC, Jean-François CHAILAN *

Introduction

Le Laboratoire MAPIEM (Matériaux Polymère Interface Environnement Marin) étudie depuis de nombreuses années la dégradation des polymères chargés (revêtements de protection, composites) ainsi que l'évolution de leurs propriétés dans des environnements agressifs. Les effets combinés des UV et de l'eau ou de l'eau et de la température dans les réseaux polymères chargés ont été mis en évidence lors d'études de vieillissements naturels et accélérés (enceintes QUV, climatique, immersion, brouillard salin etc.). La compréhension des mécanismes de dégradation et la détermination des cinétiques des phénomènes nécessitent une caractérisation fine des propriétés physico-chimiques, mécaniques et thermiques des matériaux au cours du temps. Des protocoles d'études et méthodes spécifiques sont développés pour suivre les évolutions de propriétés jusqu'à l'échelle submicronique (Belec et al, 2015, Nakache et al., 2011) . Les effets du vieillissement photochimique, hydrique ou hygrothermique au cours du temps, en fonction de l'épaisseur, au voisinage des charges etc. peuvent ainsi être mis en évidence (figure 1). Ces données sont ensuite utilisées pour alimenter les modèles numériques de prédiction du comportement à long terme (Joliff et al., 2013, Riano et al., 2018).

L'expérience et les méthodologies développées sur ces matériaux organiques hétérogènes peuvent être appliquées au suivi de la dégradation de tous types de matériaux polymères, en particulier des polyoléfines, en environnement marin.

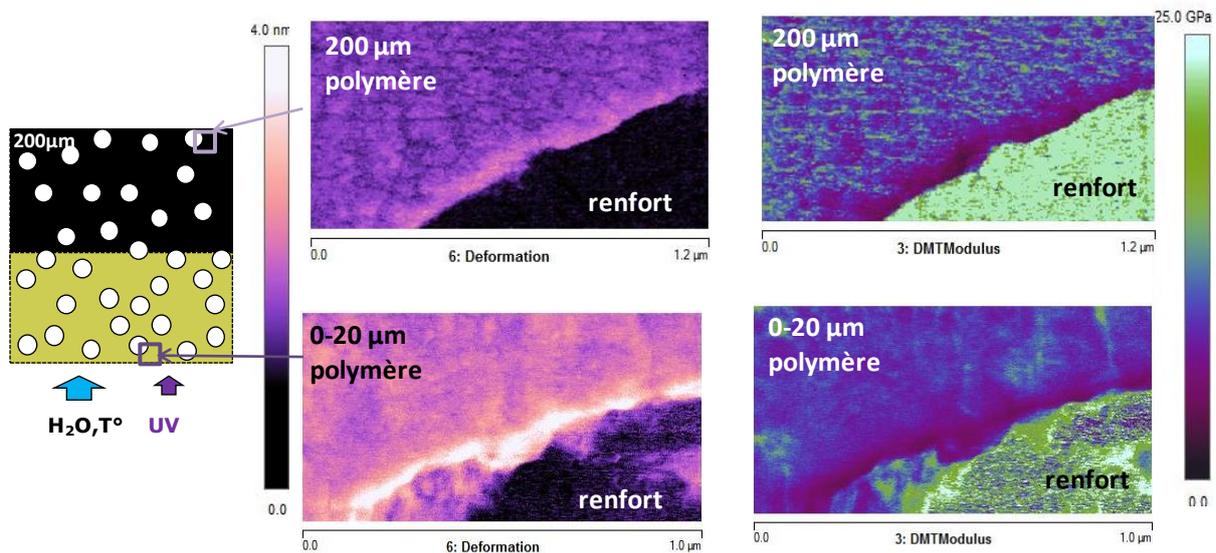


Figure 1 : Caractérisation des propriétés mécaniques à l'échelle nanométrique de polymères après 19 mois de vieillissement naturel en milieu tropical humide

* Laboratoire MAPIEM (EA 4323), Université de Toulon, France



Références

- Nakache, M., Aragon, E., Belec, L., Perrin, F.-X., Roux, G., Le Gac, P.-Y., Degradation of rubber to metals bonds during its cathodic delamination, validation of an artificial ageing test, <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2011.04.016>
- Belec, L., Nguyen, T.H., Nguyen, D.L., Chailan, J.-F., Comparative effects of humid tropical weathering and artificial ageing on a model composite properties from nano- to macro-scale. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2014.09.028>
- Joliff, Y., Belec, L., Chailan, J.-F., Modified water diffusion kinetics in an unidirectional glass/fibre composite due to the interphase area: Experimental , analytical and numerical approach, <https://doi.org/10.1016/j.compstruct.2012.09.044>
- Riaño, L., Belec, L., Chailan, J.-F., Joliff, Y., Effect of interphase region on the elastic behavior of unidirectional glass-fiber/epoxy composites, <https://doi.org/10.1016/j.compstruct.2018.05.039>



Microplastic abundance and microbial communities on floating plastic debris from Italian coasts and the Pelagos Sanctuary

Tosca Ballerini¹, Erik Zettler², Maria Sighicelli³, Loris Pietrelli³, Marion Philippon¹, Laura Frère¹, Jeremy Mansui¹, Alvaro Adame⁴, Cristiana Guerrant⁵, Raffaella Casotti⁴, Enrico Zambianchi⁶, Mikael Kedzierski⁷, Bruno Dumontet¹, Linda Amaral-Zettler^{2*}

Sea surface floating microplastics represent a pollution difficult to quantify and virtually impossible to remove. After immersion in seawater plastic is covered by a diverse community of microorganisms including bacteria, unicellular algae and other protists, and small metazoans. Because of this biofilm, plastic may smell, taste and look like food and planktophagus species may actively feed on it (Savoca et al. 2016), especially in oligotrophic (low-nutrient) regions where food resources are scarce. In this way small plastic fragments may enter the food web.

The microscopic life sometimes called the Plastisphere that thrives on these tiny floating islands of debris can be transported long distances and during this time these communities can acquire different species composition that varies between ocean basins (Amaral-Zettler et al. 2015; Dussud et al. 2018). The distinction of the Plastisphere communities from the communities in the surrounding surface water implies that plastic serves as a novel ecological habitat in the open ocean.

The large quantities of plastic debris released into the marine environment over the past half-century increase the opportunities for the dispersal of pathogens that may pose threats to humans and marine organisms (GESAMP, 2016). Potential pathogens (Zettler et al. 2013; De Tender et al. 2015) and potentially toxic dinoflagellates (Masó et al. 2003) can attach to plastic and can be transported by it. Bacteria from the genus *Vibrio* are commonly attached to microplastic (Zettler et al. 2013; Schmidt et al. 2014; De Tender et al. 2015; Frère 2017) and they have the potential to bloom on plastics under the right conditions (Zettler et al. 2013).

Monitoring and identifying the microorganisms living on plastic and assessing any potential risks (pathogens, toxic species) are indicated as priority research areas both at the Mediterranean (UNEP, 2015) and international (GESAMP, 2016) level.

Here we present microplastic abundance and microbial communities composition from sampling stations along the Italian coasts and in the Pelagos Sanctuary, both in coastal water

¹Expédition MED, allée des Avettes, Questembert, France ; ² NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research & Utrecht University, The Netherlands ; ³Italian National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development, Roma, Italy ; ⁴ Stazione Zoologica Anton Dohrn, Napoli, Italy ; ⁵Bioscience Research Center, Grosseto, Italy ; ⁶ Università di Napoli Parthenope, Napoli, Italy ; ⁷ Université Bretagne Sud, Lorient, France.



and in open water. We also present results of samples of filtered seawater. Sampling was carried out aboard the R/V Ainez in the framework of the Citizen Science Laboratory developed by the association Expédition MED in July-August 2017 and 2018 and partially funded by the Pelagos Sanctuary of Marine Mammals.

Microplastic abundance was counted at the optical microscope; plastic composition was determined with FTIR. Total genomic DNA was extracted from all samples, sequenced, and analyzed. The microbial biofilm at the surface of plastic samples was analyzed using SEM. Microplastic abundance at sea surface varied between 3 to 2312 plastic fragments per sample, corresponding to 0.01 and 7.70 items/m³ respectively. Median number of plastic fragments is 83 for sample (0.30 items/m³). Microbial communities varied regionally, and between plastic samples and seawater. SEM images showed bacteria, diatoms, other protists, and small invertebrates.

Références

- Amaral-Zettler, L.A., E.R. Zettler, B. Slikas, G.D. Boyd, D.W. Melvin, C.E. Morrall, G. Proskurowski, T.J. Mincer. (2015) Biogeography of the Plastisphere: Implications for policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13: 541–546. doi: 10.1890/150017.
- De Tender, C., C. Schlundt, L. I. Devriese, T. J. Mincer, E. R. Zettler, and L. A. Amaral- Zettler (2015) A review of microscopy and comparative molecular based methods to characterize Plastisphere communities. *Anal. Methods*. 9: 2132 - 2143, DOI: 10.1039/C7AY00260B
- Dussud, C., Hudec, C., George, M., Fabre, P., Higgs, P., Bruzard, S., Delort, A-M., Eyheraguibel, B., Meistertzheim, A;L., Jacquin, J., Cheng, J., Callac, N., Odobel, C., Rabouille, S., Ghiglione J-F, Colonization of Non-biodegradable and Biodegradable Plastics by Marine Microorganisms. *Front. Microbiol.*, 18 July 2018 | <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01571>
- GESAMP 6. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds .)MO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.
- Masó et al. 2003. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Scientia Marina* 67(1): 107-111.
- Schmidt, V.T., J. Reveillaud, E. Zettler, T.J. Mincer, L. Murphy and L.A. Amaral-Zettler Oligotyping reveals community level habitat selection within the genus *Vibrio*. *Front. Microbiol.*, DOI: 10.3389/fmicb.2014.00563
- UNEP/MAP 2015. Marine Litter Assessment in the Mediterranean. Athens: UNEP/MAP.
- Zettler, E.R., T.J. Mincer, and L.A. Amaral-Zettler. Life in the Plastisphere : Microbial communities on plastic marine debris. *Env.Sci.&Tech*. 47: 7137-7146, DOI: 10.1021/es401288x



Dégradation des micro-plastiques par les bactéries marines

CHENG Jingguang¹, JACQUIN Justine¹, PANDIN Caroline¹, ODOBEL Charlene¹, CATALA Philippe¹, PECQUEUR David¹, SALMERON Christophe¹, PUJO-PAY Mireille¹, CONAN Pascal¹, EYHERAGUIBEL Boris², DELORT Anne-Marie², BARBE Valérie³, HOYPIERRES Julia³, DELIGEY Gaëlle, BRUZAUD Stéphane⁴, FABRE Pascale⁵, GEORGE Matthieu⁵, GHIGLIONE Jean-François¹ & MEISTERTZHEIM Anne-Leila^{1,6*}

Introduction

Nos équipes ont été mandatées par le Ministère de la transition écologique et solidaire pour trouver des substituts aux microbilles, utilisées comme agents abrasifs et excipients dans des produits cosmétiques et d'hygiène personnelle, contribuant à plus de 4% des microplastiques déversés chaque année en milieu marin au niveau mondial, soit entre 10 900 et 38 300 tonnes/an. Dans le cadre du projet Microbeads (2017-2018), nous avons testé le potentiel de la « plastisphère » marine à biodégrader des microbilles composées de polymères conventionnels (PE, PMMA), de polymères dits « biodégradables » (PHBV, PLA, PCL) et de produits naturels (riz, abricot). Après colonisation des microbilles par un biofilm microbien dans des aquariums en circulation ouverte sur la mer (Baie de Banyuls, Méditerranée), leur biodégradation a été testée durant 2 mois en milieu minimum avec les microbilles comme seule source de carbone. L'évolution des abondances, de la diversité et de l'activité de la plastisphère ont été explorées par microscopie confocale, cytométrie en flux, séquençage haut débit, activité hétérotrophe procaryote, production d'énergie (ATP) et respiration (O₂). Ces analyses ont été couplées à l'évolution des propriétés physiques (granulométrie, poids moléculaire) et chimiques (production d'oligomères) des microbilles. Nos résultats indiquent que la plastisphère diffère entre les plastiques biodégradables et non-biodégradables. Ils montrent également que, dans nos conditions, peu de plastiques considérés comme « biodégradables » le sont également en milieu marin, révélant la nécessité de développer ou d'améliorer les protocoles standards. Ces travaux ont été à la base d'un décret ministériel et les protocoles utilisés ont fait l'objet du dépôt d'une enveloppe SOLEAU.

¹ CNRS, Sorbonne Université, UMR 7621, Laboratoire d'Océanographie Microbienne, Observatoire Océanologique de Banyuls, France

² Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, Université Clermont Auvergne, CNRS, Sigma-Clermont, France

³ CEA, Genoscope, Institut de Biologie François-Jacob, Evry, France

⁴ UMR CNRS 6027, Institut de Recherche Dupuy de Lôme (IRDL), Univ. Bretagne Sud, Lorient, France

⁵ Laboratoire Charles Coulomb (L2C), Univ. Montpellier, CNRS, Montpellier, France

⁶ SAS Plastic@Sea, CNRS, Sorbonne Université, UMR 7621, Laboratoire d'Océanographie Microbienne, Observatoire Océanologique de Banyuls, France



Compréhension de la formation des Microplastiques : Impact de l'hydrolyse du polyamide 6 sur les propriétés à la rupture

Q. Deshoulles*, M. Le Gall*, P-Y. Le Gac*, P. Davies*, M. Arhant*, C. Dreanno†, D. Priour*

Introduction

La pollution de l'environnement marin par les microplastiques (MP), particules de taille inférieure à 5 mm (Arthur et al., 2009) est devenue une préoccupation mondiale (Cole et al., 2011; Wright et al., 2013). Les mécanismes de formation par fragmentation des macroplastiques sont aujourd'hui mal compris. La compréhension passe par le vieillissement accéléré de matériaux en laboratoire. Un polymère thermoplastique sensible à l'oxygène et à l'eau a été considéré dans cette étude. Le polyamide 6 en film mince de 250 µm d'épaisseur a été utilisé. Les vieillissements ont été découplés pour rendre compte de la part que joue chaque phénomène dans la dégradation. Dans cette étude, seul le phénomène d'hydrolyse a été traité pour en quantifier son effet dans la dégradation du polyamide 6 en milieu marin. Pour l'accélération du vieillissement des températures, entre 80°C et 140°C ont été utilisés avec des durées de vieillissement allant jusqu'à 400 jours. Les échantillons ont ensuite été caractérisés afin d'identifier les évolutions observées aux différentes échelles (spectroscopie IR-ATR, Calorimétrie différentielle à balayage, Chromatographie par Perméation de Gel, test de traction et Microscopie Electronique à Balayage). Les observations ont montré une baisse de la masse moléculaire ainsi qu'une augmentation du taux de cristallinité. Les tests de traction ont révélé une fragilisation du matériau conduisant à une chute de la contrainte maximale. Les évolutions de structure ont ensuite été confrontées aux évolutions de propriétés mécaniques pour définir un critère de transition ductile-fragile du matériau (Arhant et al., 2019).

Références

- Arhant, M., Le Gall, M., Le Gac, P.-Y., Davies, P., 2019. Impact of hydrolytic degradation on mechanical properties of PET - Towards an understanding of microplastics formation. *Polymer Degradation and Stability*. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.01.021>
- Arthur, C., Jeol E., B., Bamford, H.A., 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris 2008. University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

* Laboratoire Comportement des Structures en Mer (LCSM), Ifremer, Centre de Bretagne, 29280 Plouzané

† Laboratoire Détection, Capteurs et Mesures (LDCM), Ifremer, Centre de Bretagne, 29280 Plouzané



Les outils moléculaires pour étudier la biodégradation des polymères

Boris Eyheraguibel^{*}, Maxence Brissy^{*}, Binta Diem[§], Martin Lereboure^{*}, Mounir Traikia^{*}, Cyril Jousse^{*§}
et Anne-Marie Delort^{*§}

Le diagnostic environnemental réalisé jusqu'à présent sur la pollution par les micro-plastiques fournit des informations sur les sources, l'abondance, la répartition des débris de plastique et leurs interactions biotiques ou abiotiques avec l'environnement (Barnes et al., 2009; Jenna R. Jambeck; et al., 2015). Les interactions des polymères avec des micro-organismes entraînent la formation de biofilms avec des communautés complexes et un large éventail d'activités métaboliques (Debroas et al., 2017; Dussud et al., 2018). Si les études décrivant la biodiversité au sein de la plastisphère sont de plus en plus nombreuses, les connaissances sur les voies métaboliques impliquées dans la biodégradation et le devenir ultime des débris de plastique sont encore très peu documentées (Amaral-Zettler, 2019). Pour évaluer ces processus de biodégradation, nous avons développé une approche multidisciplinaire combinant des méthodes de chimie analytique et de microbiologie et permettant l'analyse moléculaire de mélanges complexes.

En considérant les polymères comme un substrat, les produits de fragmentation (oligomères) de divers polymères (polyoléfines, polystyrène) vieillissent artificiellement en laboratoire ont été caractérisés à l'échelle nanométrique, par spectrométrie de masse à haute résolution et spectroscopie RMN (Eyheraguibel et al., 2017). Sur la base de ces paramètres physicochimiques, un test à haut débit a été développé pour cribler une collection de souches microbiennes et identifier les micro-organismes capables de biodégrader les polymères. Dans un second temps, des approches métabolomique ciblées et non ciblées ont été utilisées pour évaluer les voies métaboliques impliquées dans la biodégradation des micro-plastiques de polyéthylène par une souche bactérienne sélectionnée.

Les résultats confirment la mise en place d'un métabolisme spécifique des bactéries en présence de plastique et permettent l'annotation de biomarqueurs putatifs des voies métaboliques. Cette étude met en évidence l'intérêt des approches moléculaires et de la biologie des systèmes pour fournir de nouvelles informations sur le fonctionnement métabolique des microorganismes sur les plastiques. De telles approches pourraient être utilisées pour étudier à l'échelle de la plastisphère les interactions entre micro-plastiques et micro-organismes, déterminer le devenir ultime des plastiques et estimer leur importance dans les cycles biogéochimiques.

Références

- Amaral-Zettler, L., 2019. Plastics: Colonization and Degradation. Ref. Modul. Life Sci. 1–7. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.90685-X>
- Barnes, D.K. a, Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci. 364, 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Debroas, D., Mone, A., Ter Halle, A., 2017. Plastics in the North Atlantic garbage patch: A boat-

^{*} Institut de Chimie de Clermont Ferrand- UMR 6296 - CNRS - Université Clermont Auvergne - Sigma, Clermont Ferrand

[§] Plateforme d'exploration du métabolisme, Université Clermont Auvergne-Clermont-Ferrand,



microbe for hitchhikers and plastic degraders. *Sci. Total Environ.* 599–600, 1222–1232.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.059>

Dussud, C., Meistertzheim, A., Hudec, C., Pujo-Pay, M., Conan, P., George, M., Fabre, P., Higgs, P., Eyheraguibel, B., Delort, A., Bruzaud, S., Ghiglione, J., 2018. Colonization of conventional and degradable plastics by marine microorganisms. *Mar. Pollut. Bull.* 9, 1–13.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01571>

Eyheraguibel, B., Traikia, M., Fontanella, S., Sancelme, M., Bonhomme, S., Fromageot, D., Lemaire, J., Lauranson, G., Lacoste, J., Delort, A.M., 2017. Characterization of oxidized oligomers from polyethylene films by mass spectrometry and NMR spectroscopy before and after biodegradation by a *Rhodococcus rhodochrous* strain. *Chemosphere* 184, 366–374.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.137>

Jenna R. Jambeck;, Geyer;, R., Wilcox;, C., Siegler;, T.R., Perryman;, M., Andrady;, A., Narayan;, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* (80-). 1655–1734.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415386.010>



Influence des propriétés de surface sur la colonisation du polycarbonate en milieu marin

Fabienne Fay^{*}, Isabelle Linossier^{*}, Fabienne Poncin-Epaillard^{**}, Karine Réhel^{*}

L'attachement des organismes marins aux surfaces abiotiques est gouverné par plusieurs facteurs inhérents au support de colonisation (hydrophobicité, charge, rugosité), aux différentes stratégies d'adhésion et de croissance des organismes étudiés (bactéries, algues, invertébrés) ainsi qu'à leur environnement. Parmi ces paramètres, la texture de la surface peut être utilisée pour contrôler la croissance et l'adhésion des organismes marins. Les résultats varient toutefois selon la taille des organismes testés (microorganismes, macroalgues ou invertébrés).

L'objectif de cette présentation est d'étudier la bioadhésion de micro-organismes marins (bactéries, microalgues) en fonction de surfaces dont la rugosité, la chimie de surface et l'hydrophobie varient. Il s'agit d'étudier l'influence de ces propriétés physico-chimiques sur la bioadhésion. Les organismes sélectionnés (bactéries et microalgues) diffèrent par leur taille et par les mécanismes d'adhésion mis en jeu.

Le polycarbonate a été sélectionné comme surface de référence et a été modifié par différents traitements plasma (Ar, Ar/CF₄), traitements pouvant affecter la bioadhésion cellulaire. La caractérisation des surfaces a été réalisée pour les aspects physiques (AFM), physico-chimique (goniométrie) et chimiques (XPS).

Les surfaces préparées ont été testées pour leurs propriétés anti et/ou pro-adhésives vis-à-vis de micro-organismes retrouvés majoritairement sur les surfaces immergées en zone tempérée. Des tests *in vitro* ont été réalisés sur 2 souches bactériennes marines (*Paracoccus* sp. 4M6 et *Pseudoalteromonas* sp. 5M6) et 2 souches de microalgues (*Cylindrotheca Closterium* et *Porphyridium purpureum*). Des tests *in vivo* ont été entrepris par immersion en milieu marin (Océan Atlantique). L'observation a été réalisée par microscopie confocale à balayage laser par marquage spécifique (Figure 1).

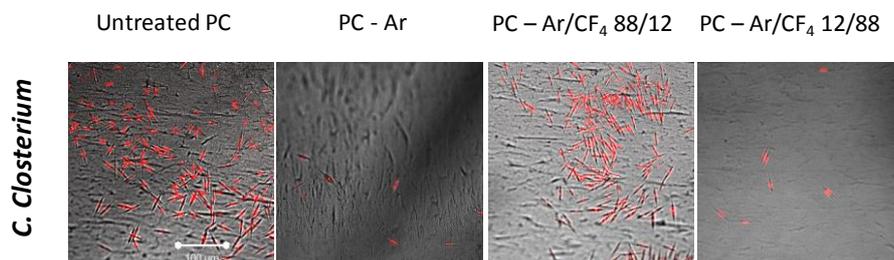


Figure 1. Adhésion de *C. Closterium* à la surface de polycarbonates traités observée par MCBL

^{*} Laboratoire de Biotechnologie et Chimie Marine, EA 3884, Université Bretagne Sud, Lorient

^{**} Institut des Molécules et Matériaux du Mans, UMR CNRS 6283, Université du Maine, Le Mans



Les résultats confirment la difficulté d'établir un lien entre les propriétés de surfaces (micro-organismes, matériaux) et le taux de colonisation observé. Cependant, la combinaison des paramètres étudiés permet d'obtenir une surface dont le développement du biofilm est contrôlé.



*Biodegradation assessment of PHBV and PBSA in controlled conditions:
A critical analysis of different methodological approaches*

*Mélanie Salomez¹, Matthieu George², Pascale Fabre², François Touchaleaume¹, Guy César³,
Emmanuelle Gastaldi¹*

With the increase of the global population, the demand for plastic materials in every aspect of life and industry has become tremendous, the packaging sector being the first to both use plastics and produce plastic wastes, whose a great part will irremediably end up in ocean [1]. To face the environmental issues stemming from the accumulation of conventional plastics, biodegradable plastics, whether they derive from renewable feedstocks or petroleum, are seen as promising alternatives. Among the biodegradable plastics suitable for replacing conventional plastics, the family of aliphatic polyesters PHAs and PBS are both interesting candidates for satisfying the functional requirements of a daily use plastic with a low environmental impact.

In this context, the present study aims at providing a critical assessment of the main methodological approaches commonly used to monitor and evaluate biodegradation of polymer under controlled conditions. For this purpose two biodegradable polyesters have been compared for their degradation behaviour in a compost environment at laboratory scale, which was chosen here as accelerated biodegradation conditions. The first selected plastic was Poly-[(butylene succinate)-co-(butylene adipate)] (PBSA 21%mol BA, Natureplast PBE001), a partially bio-sourced polymer known for its notable biodegradability, thermoplastic processability and balanced mechanical and thermal properties competitive to those of polyolefins [2]. The second selected plastic was Poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) (PHBV 1-2%mol HV, Natureplast PHI002), a bio-sourced polymer exhibiting a high rate of biodegradation as attested by the abundant literature dealing with this subject [3]. Both polymers were studied as films (about 200µm thick) obtained by extrusion from pellets of commercial grade.

The advance of the biodegradation process was assessed by monitoring the extent of material disappearance through both mass loss and CO₂ release measurements, in combination with other methods evidencing the morphological, structural and chemical modifications induced at the surface and/or in the bulk of the material such as surface erosion by MEB and AFM, molecular weight decrease by GPC, crystallinity changes by DSC and chemical changes by ATR-FTIR.

Correlating such approaches would not only help identifying the key parameters explaining the differences in biodegradability between the two polymers but would also provide a critical analysis of indicators that could be considered as relevant quantitative descriptors for evaluating the level of the overall biodegradation process.

¹UMR IATE Ingénierie des Agropolymères et Technologies Emergentes, Campus INRA-SupAgro, 1 place Pierre Viala, 34060 Montpellier, France

²Laboratoire Charles Coulomb (L2C), Université de Montpellier, CNRS, Place Eugène Bataillon, 34095 Montpellier Cedex 5, France

³SERP BIO, Université Bretagne Sud, 56321 Lorient, France

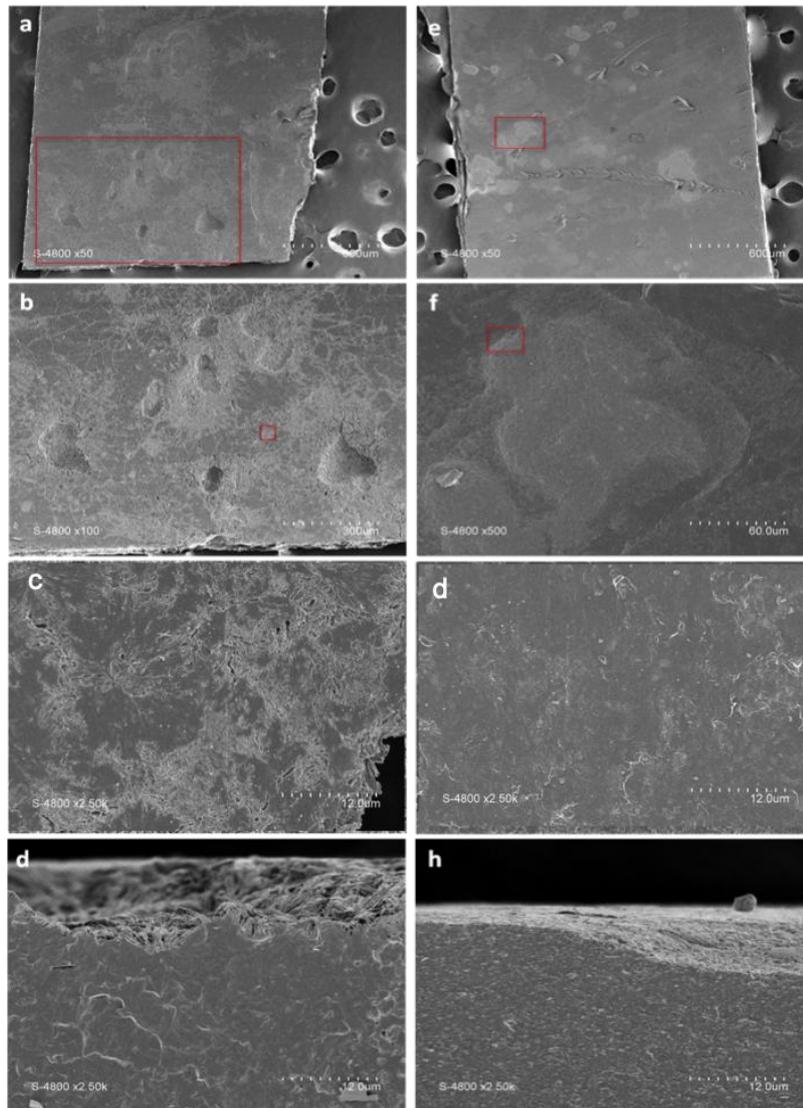


Figure 1 : MEB pictures at different magnifications for PHBV (a,b,c,d) and PBSA (e,f,g,h) films surfaces and cross-sections after 6 days of degradation in compost. Red square corresponds to the area selected for the next magnification

References

- [1] Geyer, R., *et al.* Sciences Advances. **2017** 3(7): e1700782
- [2] Xu, J., Guo, B.H. Biotechnol Journal. **2010** 5(11): 1149-63.
- [3] Numata, K., *et al.* 2009 Materials. **2009** 2:1104-1126.



Erosion et fragmentation de polymères semi-cristallins. Relargage de microparticules dans l'océan.

*Matthieu George**, *Thibaut Gaillard**, *Frédéric Nallet†*, *Emmanuelle Gastaldi‡*, *Pascale Fabre**

La pollution des océans par les déchets plastiques est devenue un problème environnemental majeur résultant de son accumulation dans les environnements terrestre et marin. Lorsqu'ils sont mal gérés, les plastiques pénètrent dans le milieu aquatique où ils subissent une dégradation et une fragmentation en microplastiques désormais omniprésents dans tous les milieux aquatiques (Law, 2017). Outre le fait qu'il est impossible d'éliminer les microplastiques du milieu marin, leur impact sur l'environnement est plus important. Diverses études ont montré que de nombreux types d'organismes marins ingéraient des microplastiques, ce qui entraînait des effets néfastes à plusieurs niveaux de la chaîne alimentaire et des écosystèmes marins (Rochman et al., 2016 ; Chae et al., 2017). On soupçonne également que les microplastiques, qui constituent un nouvel habitat pour les micro-organismes, sont des vecteurs de bactéries potentiellement pathogènes (Kirstein et al., 2016 ; Dussud et al., 2018).

Le devenir des polymères dans le milieu aquatique dépend à la fois de phénomènes abiotiques (UV, stress mécanique) et biotiques, dus à la colonisation du plastique par des micro-organismes marins (bactéries, phytoplancton, champignons, etc.). Une des principales étapes de la biodégradation est la constitution d'un biofilm et la réduction de la longueur des chaînes de polymère via des exo-enzymes produites par des bactéries issues du biofilm. Une fois que les chaînes de polymère sont suffisamment courtes, elles peuvent être assimilées par les bactéries (Ennouri et al., 2017). Alors que les phénomènes abiotiques entraînent l'endommagement et la fragmentation d'un polymère par des mécanismes d'oxydation et d'hydrolyse, la création de défauts structurels et la propagation de fractures, il est généralement admis que seuls les phénomènes biotiques conduiront à la biodégradation complète d'un polymère, c'est-à-dire à sa conversion en biomasse, eau et CO₂. En milieu marin, de nombreuses questions demeurent quant à la cinétique relative de la dégradation abiotique et biotique et à leur impact respectif en termes de fragmentation (Shah et al., 2008). Par exemple, plusieurs articles (Ter Halle et al., 2016 ; Cozar et al., 2018) ont récemment rapporté que la distribution en taille des particules collectées dans l'océan entre 5 mm et quelques centaines de microns ne semble pas correspondre à un processus de fragmentation monocinétique.

Les profils d'érosion des polymères semi-cristallins ont fait l'objet d'études approfondies en laboratoire dans des conditions enzymatiques ou bactériennes et divers profils de dégradation ont été observés, leur apparition est principalement liée à la différence de cinétique d'érosion entre les régions cristallines et amorphes (Morse et al., 2011 ; Martinez-Tobon et al., 2018). À ce jour, il y a beaucoup moins d'études sur la manière dont l'évolution des patterns de surface influencera à son tour le processus d'érosion, et pourra conduire à la fracture ou à la génération de fragments.

Afin d'étudier le processus d'érosion enzymatique, nous avons utilisé le système bien connu PDLLA / protéinase K (Yamashita et al., 2005). Etant particulièrement intéressés par le rôle des hétérogénéités à l'échelle de quelques nanomètres à quelques micromètres, nous avons utilisé un polymère de composition chimique donnée (PDLLA, 1,7% de D-mer, Mn = 95 kg / mol, indice de polydispersité I = 1,63) et de morphologie contrôlée par traitement thermique.

* Laboratoire Charles Coulomb (L2C), Université de Montpellier, CNRS, Place Eugène Bataillon, 34095 Montpellier Cedex 5, France

† Centre de recherche Paul-Pascal (CRPP), Université de Bordeaux, CNRS, 115 avenue du Dr Albert Schweitzer, 33600 Pessac, France

‡ Ingénierie des technologies agropolymères et technologies (IATE), 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 02, France



Trois types d'échantillons ont été étudiés : 100% amorphe (A), semi-cristallin avec 5% (SC5) et 35% (SC35).

Les morphologies des échantillons ont été caractérisées par calorimétrie différentielle (DSC), microscopie optique polarisée (POM) et microscopie électronique à balayage (MEB).

La cinétique enzymatique de l'érosion a été mesurée par des expériences de perte de masse pour les 3 polymères et les profils d'érosion ont été observés au fil du temps par microscopie à force atomique (AFM) et MEB.

Afin d'interpréter les résultats, nous avons combiné un modèle d'érosion géométrique simple à deux phases avec le modèle bien connu de Michaelis-Menten pour la cinétique enzymatique. Notre modèle d'érosion géométrique est basé sur l'évolution du front d'érosion avec le temps induit par la différence de taux d'érosion entre les régions cristallines et amorphes. Ce nouveau modèle rend très bien compte des résultats expérimentaux (Gaillard et al, 2019).

De plus, nous avons observé une libération de fragments dépendante de la morphologie, que le modèle est également capable de prédire. En particulier, on observe la libération de sphérulites (cf. figure 1) tant qu'ils sont inférieurs à une taille critique déterminée dans le modèle.

Ces résultats peuvent permettre de tirer d'importantes conséquences pour la compréhension de la formation de micro-plastiques dans l'océan.

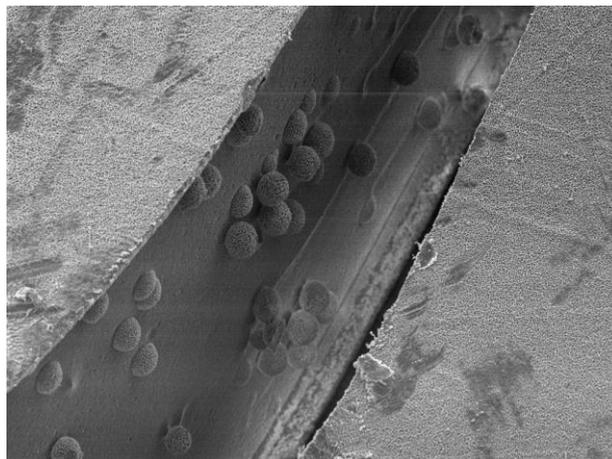


Figure 1 - Observation MEB de sphérulites sur le point d'être libérés de la surface d'un échantillon de PLA semi-cristallin.

Références

- Chae, Y.J. 2017 Mar. Pollut. Bull. 124, 624–632.
Cózar A. et al 2018 PNAS vol. 111, no. 28, 10239–10244
Dussud C. et al 2018 Environ. Pollut. 236, 807–816
Ennouri H. et al Environ 2017 Microbiol 19 : 159–173
Gaillard, T., George, M., Nallet, F., Gastaldi, E., Fabre, P., 2019 Submitted to Journal of Env. Science of Technology
Kirstein, I.V., et al, 2016. Mar. Environ. Res., 120 : 1-8.
Law, K. L., 2017. Annu. Rev. Mar. Sci. 9 : 205-29
Martínez-Tobón, D. I., et al, Applied Microbiology and Biotechnology 2018 102:8049–8067
Morse, M.-C., et al, 2011. Polymer 52 547-556
Rochman, C. M., et al, Ecology 2016 97(2), 302–312
Shah, A. A., et al, 2008. Biotechnol. Adv. 26 (3) 246-265
Ter Halle, A. et al, 2016. Environ. Sci. Technol. 50, 5668–5675
Yamashita, K., Kikkawa, Y., Kurokawa, K., and Doi, Y., 2005. Biomacromolecules, 6, 850–857.



Mécanisme de phototransformation des plastiques ignifugés par des dérivés bromés : fragmentation des polymères et migration des produits de dégradation dans le milieu aquatique

Amina Khaled¹, Agnès Rivaton^{1*}, Claire Richard¹, Mohamad Sleiman^{1*}

¹ Université Clermont Auvergne, CNRS, SIGMA Clermont, Institut de Chimie de Clermont-Ferrand, F-63000 Clermont-Ferrand, France

Introduction

L'accumulation de déchets plastiques dans l'environnement est devenue de nos jours une préoccupation majeure. L'utilisation de plastiques continuant d'augmenter, la quantité de déchets polluant les sols, les rivières et les océans suit la même progression. De plus, la dégradation des matériaux plastiques soumis à la lumière solaire et à l'abrasion physique, génère des microplastiques/nanoplastiques qui peuvent se retrouver ensuite dans le milieu aquatique. Nous nous sommes intéressés au mécanisme de photodégradation d'un polymère modèle, à savoir le polystyrène (PS) ignifugé par des retardateurs de flamme bromés (RFBs) que ce soit le décabromodiphenylether (BDE-209) qui se retrouve dans de nombreux plastiques hors d'usage ou bien de nouveaux RFBs. Le point fort de l'étude a été consacré aux interactions mutuelles entre la photodégradation du polymère et celle du RFB. Dans un premier temps, les irradiations des films de polymère ont été réalisées à sec dans un simulateur solaire. Les analyses par spectroscopie infrarouge révèlent d'une part que l'oxydation du polymère ignifugé est superficielle et que d'autre part la présence de l'ignifugeant se traduit par une accélération notable de l'oxydation du PS d'un facteur environ 10 selon la nature du RFBs. Par ailleurs, la chromatographie d'exclusion stérique a permis de montrer un effet remarquable lié à la présence du RFB sur les coupures de chaîne dans le PS (facteur 65 environ) allant jusqu'à l'apparition de produits d'oxydation moléculaire. Sur la base de ces évolutions, nous avons proposé un mécanisme de photooxydation du PS mettant en jeu notamment la bromation des cycles aromatiques via Br^\bullet libérés par rupture homolytique de la liaison C-Br de l'ignifugeant bromé. Suite à cette irradiation à sec, nous avons immergé dans l'eau les matériaux vieillis. Nous avons alors montré que de nombreux photoproduits bromés, issues soit de la photodégradation superficielle du PS soit de celle des RFBs sont susceptibles de se retrouver dans le milieu aquatique et deviennent donc une voie de transfert de photoproduits potentiellement toxiques.



Une des suites de ce travail sera d'étudier le mécanisme de vieillissement de polymères ignifugés lors d'une irradiation en milieu aquatique, et puis d'étudier l'effet des autres additives.

Références

Amina Khaled, Claire Richard, Agnès Rivaton, Farouk Jaber, and Mohamad Sleiman^{*},
Photodegradation of brominated flame retardants in polystyrene: quantum yields, products and influencing factors, *Chemosphere* 211 (2018) 943-951.

Amina Khaled, Agnès Rivaton^{*}, Claire Richard Farouk Jaber, and Mohamad Sleiman^{*},
Phototransformation of plastic containing brominated flame retardants: enhanced fragmentation and release of photoproducts to water and air, *Environmental Science & Technology* 52 (2018) 11123-11131.



From macroplastics to microplastics: role of water and polymer microstructure in the fragmentation mechanism

JULIENNE Fanon¹, DELORME Nicolas¹, LAGARDE Fabienne¹

Introduction

Once in the aquatic environment, macro debris of plastic undergo mechanical (erosion, abrasion), chemical (photo-oxidation, hydrolysis) and biological (degradation by microorganisms) modifications [1]. All these actions lead to the weathering and the fragmentation of plastic macro debris in smaller and more abundant pieces called microplastics when their size is under 5 mm. Theoretically, the final degradation of a polymer would be reached when it is mineralized. The amount of time for a complete degradation of inert plastic polymers such as polyethylene (PE) or polypropylene (PP) in the marine environment is roughly estimated to several hundreds of years and this degradation is probably the results of several complex processes with various kinetics [2], [3]. It is particularly difficult to monitor all these processes in the real environment and laboratory studies are still necessary to obtain more accurate data and to identify the pathways leading to an eventual bio-assimilation of plastic debris in the aquatic environment. Among all processes, the abiotic degradation of polymers in the environment leading to their fragmentation is of particular interest. Indeed, a lot of studies aimed at studying the loss of mechanical properties in polymers during their ageing but experimental studies on their fragmentation at air or in water are scarce [4], [5] and the ultimate size distribution of polymer fragments that can be generated during environmental fragmentation is not really known raising the question of the possible presence of great quantities of nanoplastics in the future [6]. The parameters that can modify the fragmentation pathways (polymer nature or structure, environmental conditions) are not totally identified and it is important to verify if some of these parameters can impact the ultimate size of generated fragments.

Material and Methods

In this study, the long-term artificial weathering of polyethylene and polypropylene films were studied in laboratory in order to monitor the first stages of the fragmentation under two different environments: in air or in Milli-Q water. Films were extruded to control their composition and placed in a weathering chamber during several weeks. The aim of this work was to provide information on the link between oxidation, cracks formation and size of fragments in polyethylene films under weathering and to investigate the role of water in these processes.

Results

Oxidation, surface mechanical properties, crystallinity and crack propagation were monitored through contact angle, spectroscopic and Atomic Force Microscopy measurements to investigate their influence on fragmentation.

The role of water was demonstrated with the study of LDPE films. As shown by Figure 1, without any external stress, fragmentation only occurred in water despite a higher level of oxidation for films weathered at air. The cracking of the films did not appear correlated with the oxidation level and the presence of water appeared as a promoter of cracking propagation. The results also showed that the mechanical properties at the surface play a major role in the fragmentation pathway whereas the fabrication process may influence the propagation direction of the cracks [7].

¹ Institut des Molécules et Matériaux du Mans (IMMM) – UMR CNRS 6283 – Le Mans Université

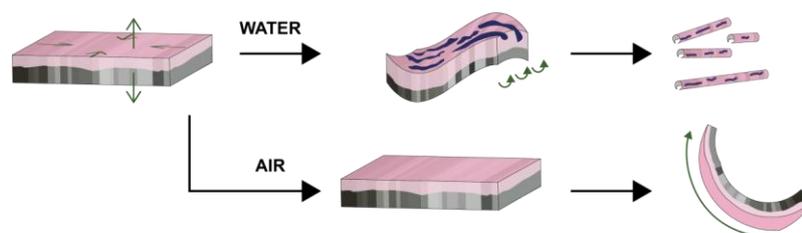


Figure 1. Sketch resuming the behavior of LDPE film in different weathering environments.

The role of polymer microstructure was demonstrated with the study of polypropylene films. For these films, it was shown that the presence of spherulites (crystalline structure) strongly influence the crack propagation and the resulting fragments' distribution (Figure 2).

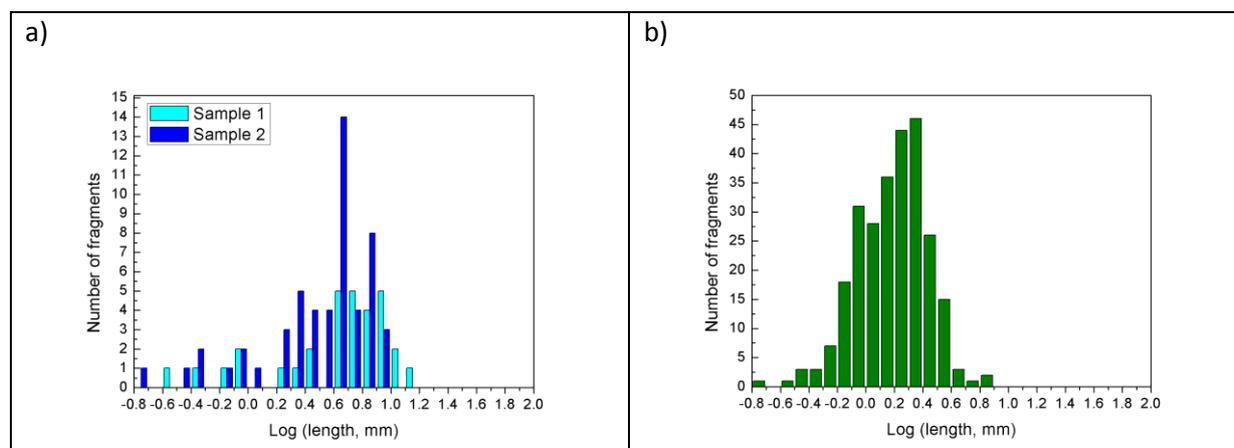


Figure 2 : Fragments size distribution (in numbers) after 27 weeks of accelerated ageing for LDPE (a) and PP (b) films.

Conclusion

In both weathering conditions, the cracking of polymers did not appear correlated with the oxidation level. In water, the distribution in size of plastic fragments generated during polymer degradation appears strongly dependant on the nature of the polymer but also on its manufacturing process.

References

- [1] A. L. Andrady, "The plastic in microplastics: A review," *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 119, no. 1, p. 12–22, 2017.
- [2] D. K. A. Barnes, F. Galgani, R. C. Thompson, and M. Barlaz, "Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments," *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, vol. 364, no. 1526, pp. 1985–1998, 2009.
- [3] B. Gewert, M. M. Plassmann, and M. MacLeod, "Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment," *Environ. Sci. Process. Impacts*, vol. 17, no. 9, pp. 1513–1521, 2015.
- [4] A. Jahnke *et al.*, "Reducing Uncertainty and Confronting Ignorance about the Possible Impacts of Weathering Plastic in the Marine Environment," *Environ. Sci. Technol. Lett.*, vol. 4, no. 3, pp. 85–90, Mar. 2017.
- [5] N. Kalogerakis *et al.*, "Microplastics Generation: Onset of Fragmentation of Polyethylene Films in Marine Environment Mesocosms," *Front. Mar. Sci.*, vol. 4, no. March, pp. 1–15, 2017.
- [6] A. A. Koelmans, M. Kooi, K. Law, and E. Van Sebille, "All is not lost: Fragmentation of Plastic at Sea," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 11, p. 114028, 2017.
- [7] F. Julienne, N. Delorme, and F. Lagarde, "From macroplastics to microplastics: role of water in the fragmentation of polyethylene" *Chemosphere*, under review.



Exemples de suivis de biodégradations de matériaux modèles à l'aide de techniques physico-chimiques d'analyse

Valérie Massardier*, Emma Delamarche¹, Remy Bayard², Sébastien Livi¹

Les problèmes de dissémination des matières plastiques, difficilement dégradables dans les milieux naturels, posent des questions majeures dans nos sociétés. Dans ce contexte, de nombreux travaux visent à substituer des matières traditionnelles telles que les polyoléfinés par d'autres, issues de la biomasse et susceptibles de présenter une meilleure aptitude à la biodégradation.

Après une présentation des matériaux modèles utilisés, à base de poly(butylène succinate) (PBS) et poly(acide lactique) (PLA), nous nous focaliserons sur la caractérisation de leurs produits de biodégradation dans divers scénarii, représentatifs de fins de vie dans des milieux naturels comme le compostage.

Nous présenterons, en particulier, nos caractérisations de la biodégradation à l'aide de suivis de l'évolution des masses molaires (Chromatographie d'Exclusion Stérique et Résonance Magnétique Nucléaire) et de l'évolution de la cristallinité (Calorimétrie Différentielle à Balayage). Le potentiel de la Chromatographie en Phase Gazeuse couplée Spectrométrie de masse, pour analyser des produits de dégradation solubles sera aussi discuté.



Figure : Enfouissement en laboratoire

Références

V. Massardier-Nageotte, C. Pestre, T. Cruard-Pradet, R. Bayard, Aerobic and anaerobic characterization of polymer films and physico-chemical characterization, *Polymer Degradation and Stability*, 2006, **91**, pp 620-627

* INSA de Lyon, CNRS UMR 5223, Ingénierie des Matériaux Polymères, Villeurbanne, F-69621 Lyon

²INSA de Lyon, EA 7429, DEEP Déchets Eaux Environnement Pollutions, Villeurbanne, F-69621 Lyon

Polymères biodégradables



Production « à façon » de polyhydroxyalcanoates : vers des polymères biodégradables aux propriétés contrôlées

Tatiana Thomas, Pierre Lemechko, Magali Le Fellic, Stéphane Bruzaud*

Les polyhydroxyalcanoates (PHA) sont des polymères issus de ressources renouvelables, obtenus par fermentation en présence de certaines espèces de bactéries. Ils forment une famille de polyesters thermoplastiques biodégradables fournissant une alternative prometteuse aux polymères issus de la pétrochimie, tant du point de vue de leur mode de synthèse, de leurs propriétés d'usage ou de leur impact environnemental. Des études récentes ont démontré leur biodégradabilité toute particulière, en milieu marin notamment.

Il est désormais connu que la production de PHA est assurée grâce à une enzyme, i.e. la PHA synthase, à partir de sources de carbone variées, selon des procédés de biotechnologies qualifiées de « blanches » ou industrielles. Lorsque les bactéries sont placées dans des conditions de carence en azote ou en phosphore, les PHA sont accumulés (jusqu'à 80% du poids sec) sous forme de granules dans le cytoplasme de la bactérie où ils constituent une réserve de carbone et d'énergie. La nature des PHA synthétisés dépend de la souche bactérienne productrice et des substrats carbonés disponibles dans son environnement (Figure 1). Ainsi, en fournissant à la culture une source de carbone spécifique (ou un mélange de substrats carbonés) dans des conditions optimales, on peut influencer la structure moléculaire des PHA (unités monomères, composition chimique, masse molaire, etc.) et donc leurs propriétés fonctionnelles (caractéristiques thermiques, opacité vs transparence, propriétés mécaniques, biodégradabilité, etc.).

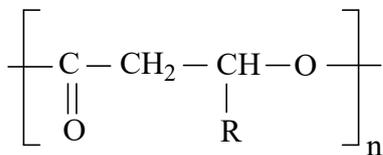


Figure 1 : Formule générale des PHA (R : groupe alkyle)

En fonction du nombre de carbone dans la chaîne, les PHA sont généralement divisés en 2 grands groupes :

- les PHA à chaîne latérale courte (ou short chain length : *scl*-PHA) qui sont formés d'unités monomères contenant jusqu'à 5 atomes de carbone (R = CH₃ et C₂H₅) ;
- les PHA à chaîne latérale moyenne (ou medium chain length : *mcl*-PHA), formés d'unités monomères contenant entre 6 à 14 atomes de carbone (R ≥ C₃H₇).

La conférence présentera différents exemples de production de *scl*-PHA et de *mcl*-PHA de manière à montrer comment le choix des substrats intégrés au départ du processus de biosynthèse permet de jouer sur la structure chimique et la morphologie des PHA produits et donc d'ajuster les propriétés physico-chimiques de ceux-ci. Le triptyque substrat(s)-morphologie-propriétés est fondamental pour comprendre et imaginer toutes les potentialités que recèle cette famille de polymères.

Les propriétés physico-chimiques varient de manière extrêmement significative entre ces 2 catégories de PHA. Les *scl*-PHA sont ramifiés par un groupe alkyle R peu encombrant ce qui favorise la cristallisation des chaînes polymères et conduit à l'obtention de PHA très cristallins (cristallinité supérieure à 50% pour certains *scl*-PHA), et possédant des températures de transition vitreuse de quelques degrés Celsius, proches de la température ambiante. Dans le cas des *mcl*-PHA, leur cristallinité diminue au fur et à mesure que l'encombrement stérique du substituant R augmente

* Université de Bretagne-Sud, Institut de Recherche Dupuy de Lôme, UMR CNRS 6027, 56100 Lorient



po2019 - Mercredi 26 juin 2019 - 11:45/12:00 (15min)
jusqu'à obtenir des PHA quasi-amorphes lorsque la taille trop encombrante du groupe R inhibe la cristallisation. Dans ce cas, les températures de transition vitreuse correspondantes peuvent être abaissées jusqu'à -40°C conférant à ces *mcl*-PHA des propriétés caoutchoutiques à température ambiante. Les PHA peuvent donc présenter toute une gamme de propriétés fonctionnelles (mécaniques, thermiques, barrière, aspect, etc.) lesquelles sont directement corrélées à la morphologie des PHA.

Quelques études illustrant la production « à façon » de *scl*-PHA seront développées, aussi bien à partir de substrats commerciaux ou de coproduits issus d'effluents industriels. Ces *scl*-PHA peuvent être obtenus en utilisant des bactéries marines ou des bactéries terrestres. Des travaux approfondis ont été menés sur une souche *Halomonas*, d'origine marine, pour la caractériser et pouvoir l'exploiter la plus avantageusement possible.

D'autres exemples de biosynthèse contrôlée conduisant à la production de *mcl*-PHA seront aussi présentés. Dans ce cas, des bactéries commerciales sont utilisées, en particulier des souches *Pseudomonas*, en présence d'acides gras, ce qui conduit à des *mcl*-PHA au comportement mécanique qualifié d'élastomère.



Production de polyhydroxyalcanoates fonctionnalisables à partir de bactéries marines.

Marion Le Gal^{ †}, Valérie Langlois[†], Christelle Simon-Colin^{*}*

Introduction

Les polyhydroxyalcanoates (PHA) sont des biopolymères produits par une grande variété de bactéries en réponse à déséquilibre nutritionnel tel qu'un manque d'azote et un excès de carbone. Ils sont accumulés au sein de granules intracellulaires et constituent une source d'énergie et de carbone (Rehm, 2006). Ces polyesters bactériens possèdent la particularité d'être à la fois biosourcés, biodégradables et biocompatibles (Chen, 2009). Les PHA ont des propriétés physico-chimiques proches de celles des plastiques pétrochimiques (Anderson and Dawes, 1990) et peuvent donc constituer une alternative aux plastiques synthétiques et une solution aux problèmes de pollution des océans. Les PHA sont produits naturellement à partir de ressources renouvelables et permettent la valorisation de déchets industriels (Simon-Colin et al., 2009)

Objectif

L'objectif de ce travail est de sélectionner les meilleurs isolats bactériens pour la production de PHA présentant des compositions chimiques originales et contrôlées. Pour cela, différentes souches isolées de la biodiversité bactérienne marine ont été cultivées en présence d'une sélection de substrats carbonés en vue d'induire la production de PHA à moyenne chaîne, plus particulièrement de PHOU (poly(3-hydroxyoctanoate)-co-3-hydroxyundécanoate). L'intérêt majeur des PHOU réside dans la présence d'une insaturation en position terminale dont la réactivité chimique permet la fonctionnalisation de ces biopolymères et/ou le greffage d'autres molécules (Babinot et al., 2012).

Résultats

Plusieurs couples souche bactérienne / substrat carboné ont permis la production de PHA_{MCL} dont la structure a été déterminée par analyse RMN¹H. La caractérisation chimique des polymères, déterminée par GCMS, a mis en évidence la composition monomérique et les insaturations localisées en position terminale de la chaîne latérale. Les propriétés thermiques de ces polymères (température de fusion, enthalpie de fusion et température de transition vitreuse) ont été déterminées par analyse DSC (Differential Scanning Calorimetry).

Perspectives

Ces premiers résultats révèlent la capacité de plusieurs souches à produire des PHA avec une structure originale et contrôlée. Le contrôle du taux d'insaturation en position terminale permet d'envisager de futures modifications qui permettront d'élargir le champ d'application de ces polymères.

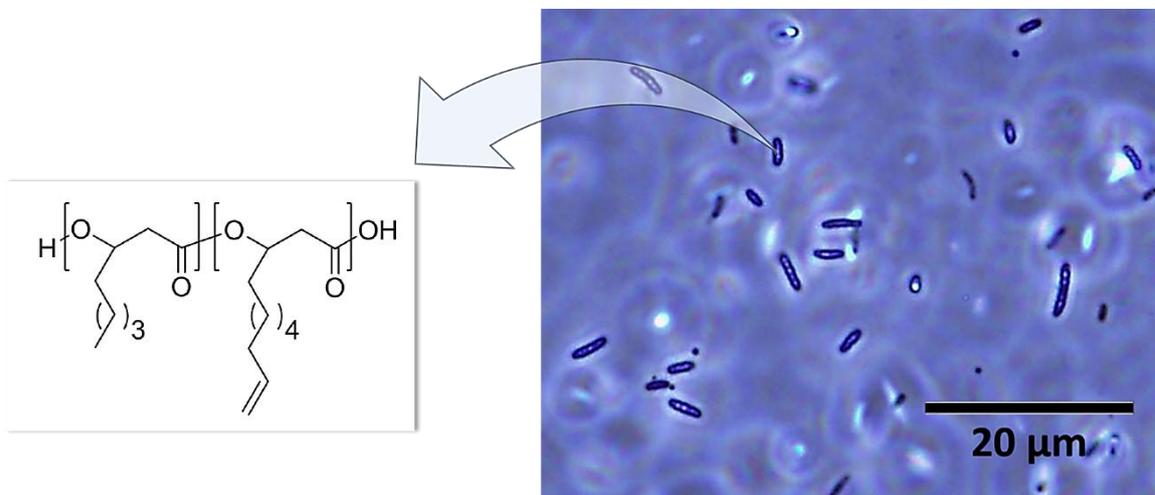
^{*} Univ Brest, CNRS, Ifremer, Laboratoire de Microbiologie des Environnements Extrêmes, F-29280 Plouzané, France.

[†] Université Paris-Est, Institut de Chimie et des Matériaux Paris-Est, UMR 7182 CNRS - UPEC, 2, rue Henri Dunant, 94320 Thiais, France



Références

- Anderson, A.J., Dawes, E.A., 1990. Occurrence, metabolism, metabolic role, and industrial uses of bacterial polyhydroxyalkanoates. *Microbiological reviews* 54, 450–472.
- Babinot, J., Guigner, J.-M., Renard, E., Langlois, V., 2012. Poly(3-hydroxyalkanoate)-derived amphiphilic graft copolymers for the design of polymersomes. *Chemical Communications* 48, 5364. <https://doi.org/10.1039/c2cc30482a>
- Chen, G.-Q., 2009. A microbial polyhydroxyalkanoates (PHA) based bio- and materials industry. *Chemical Society Reviews* 38, 2434. <https://doi.org/10.1039/b812677c>
- Rehm, B.H.A., 2006. Genetics and Biochemistry of Polyhydroxyalkanoate Granule Self-assembly: The Key Role of Polyester Synthases. *Biotechnology Letters* 28, 207–213. <https://doi.org/10.1007/s10529-005-5521-4>
- Simon-Colin, C., Alain, K., Raguénès, G., Schmitt, S., Kervarec, N., Gouin, C., Crassous, P., Costa, B., Guezennec, J.G., 2009. Biosynthesis of medium chain length poly(3-hydroxyalkanoates) (mcl PHAs) from cosmetic co-products by *Pseudomonas raguensis* sp. nov., isolated from Tetiaroa, French Polynesia. *Bioresource Technology* 100, 6033–6039. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.06.075>



A gauche : Formule chimique d'un PHOU (poly(3-hydroxyoctanoate) -co-3-hydroxyundécénoate).

A droite : Observation en microscopie à contraste de phase de bactéries marines accumulant des PHOU au sein de granules intracellulaires.



Design de polyesters (bio)dégradables en milieu aqueux

Estelle Renard^{}, Fabienne Fay[†], Karine Vallée Réhel[‡], Valérie Langlois[§]*

L'utilisation croissante de matières plastiques a soulevé ces dernières années des difficultés environnementales et écologiques en raison, d'une part, de la dépendance vis à vis des ressources pétrolières et d'autre part de l'accumulation de ces matières plastiques liées à leur faible vitesse de dégradation. Ces problèmes motivent la recherche actuelle pour développer de nouveaux matériaux plus respectueux de l'environnement qui soient à la fois biosourcés et/ou biodégradables. Les polyesters biodégradables, tels que les poly(hydroxyalcanoate)s (PHA), la poly(caprolactone) (PCL) et le poly(lactide) (PLA) ont fait l'objet d'études approfondies comme alternatives aux polymères synthétiques classiques non biodégradables ou lentement dégradables afin de réduire leur impact environnemental.

Nous proposons de montrer comment par voie chimio-enzymatique nous pouvons adapter la vitesse de dégradation des polymères en fonction de leur structure chimique (Renard et al, 2012). Un exemple d'application dans les peintures antisalissures marines sera développé.

Les **(PHAs)** sont des biopolyesters naturels obtenus par biotechnologie à partir de substrats naturels et de bactéries (Guérin et al, 2010). Les PHAs sont stockés par des bactéries en vue de leur décomposition éventuelle et de leur utilisation comme source de carbone lorsque le carbone extracellulaire n'est plus disponible. Il existe un mécanisme efficace et rapide à l'intérieur de la cellule pour la biodégradation des PHA en composé organique simple. Les bactéries et les champignons sont également capables d'excréter des dépolymérases extracellulaires qui hydrolysent la matière en monomère et en oligomères solubles non toxiques. La biodégradation correspond à une hydrolyse impliquant des systèmes endo- ou exo-enzymatiques dans la rupture des liaisons esters. Par conséquent, les PHA sont des polyesters qui peuvent être dégradés dans des milieux naturels comme le sol, les boues, l'eau douce et l'eau de mer où de nombreux organismes utilisent ces produits comme source de carbone. Cette capacité de dégrader ce type de polyesters est largement répandue parmi les champignons et les bactéries. Nous avons montré que la biodégradation des PHA dépend de la structure du polyester (Lao et al, 2007; Mangeon et al, 2017) et de sa formulation (Figure 1). L'introduction de groupes carboxyliques polaires dans les chaînes permet également une augmentation du taux de dégradation en favorisant la pénétration de l'eau dans le polymère.

^{**} Institut de Chimie et des Matériaux Paris-Est, CNRS UPEC, 2 rue Henri Dunant, 94 320 Thiais

^{††} Laboratoire de Biotechnologie et Chimie Marines EA 3884, Université de Bretagne-Sud, BP92116,56321 Lorient Cedex



po2019 - - Mercredi 26 juin 2019 - 12:00/12:15 (15min)

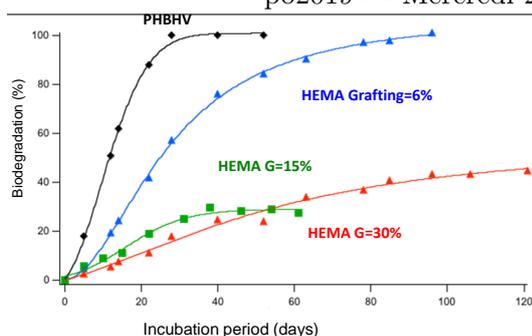


Figure 1 : Biodégradation des PHAs greffés avec HEMA

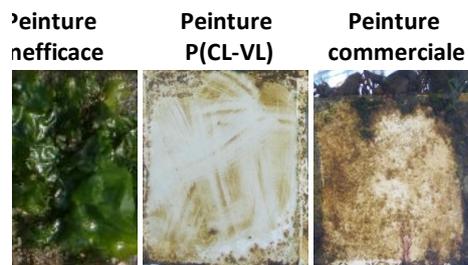


Figure 2 : Peintures antisalissures marines à base de PCL

Dans la famille des polyesters aliphatiques biodégradables, la **PCL** et ses copolymères attirent également l'attention, car ils peuvent être utilisés comme matrices ayant une perméabilité élevée à diverses molécules et comme additifs pour l'amélioration des propriétés mécaniques. La PCL peut également constituer un polymère intéressant pour les applications environnementales telles que les peintures antisalissures, revêtements utilisés pour empêcher la croissance d'organismes marins sur les coques des navires, pour lesquels une dégradation modérée est requise. L'utilisation potentielle des copolymères de caprolactone comme liants (Fay et al, 2006; Fay et al, 2007) pour les peintures antisalissures a été démontrée (Figure 2).

Références

- Guérin P., Renard E., Langlois V., Degradation of natural and artificial PHAs: From biodegradation to hydrolysis, in *Microbiology Monographs, Plastics from Bacteria : Natural Functions and Applications*, ed.by Springer, 2010, 283-321
- Renard E ; Grande D ; Babinot J. ; Ramier J ; Langlois V. *Degradable Polymers and Materials* (2nd edition) ACS Symposium series, Washington, DC, chapter 12, 187-199, 2012.
- Lao H-K, Renard E, Linossier I, Langlois V, Vallee-Rehel K. Modification of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) film by chemical graft copolymerization. *Biomacromolecules*. 2007 Feb;8(2):416–23.
- Mangeon, C.; Renard, E.; Thevenieau, F.; Langlois, V., Networks based on biodegradable polyesters: An overview of the chemical ways of crosslinking. *Mater. Sci. Eng., C* 2017, 80, 760-770.
- Fay F, Linossier I, Langlois V, Vallee-Rehel K. Biodegradable poly(ester-anhydride) for new antifouling coating. *Biomacromolecules*. 2007 May;8(5):1751–8.
- Fay F, Linossier I, Langlois V, Renard E, Vallee-Rehel K. Degradation and controlled release behavior of epsilon-caprolactone copolymers in biodegradable antifouling coatings. *Biomacromolecules*. 2006 Mar;7(3):851–7.

Nanoplastiques



Origine, propriétés et impact environnemental des microplastiques nanocomposites produits par ionisation atmosphérique

Marie-Agnès Courty*¹, Pascal André², Rachid Dris³, Johnny Gasperi³, Ahmad Hamdan⁴, Jean-Michel Martinez¹, Françoise Massines¹, Erwan Olivier⁵, Bruno Tassin³

Les films et filaments translucides à colorés (noirs, bleus, rouges, verts), abondants dans les retombées atmosphériques actuelles, sont souvent assimilés à des résidus de fibres synthétiques issues de la pétrochimie (Dris et al., 2017 ; Allen et al., 2019). Nous proposons de montrer qu'une partie de ces microplastiques présentent les caractéristiques de nanocomposites produits dans l'atmosphère et au sol par assemblage d'aérosols ionisés (Courty and Martinez, 2015). Ces pics d'ionisation sont corrélatifs d'épisodes d'intenses décharges plasmas (éclairs, foudre, éruptions volcaniques, hyper-turbulences de masses d'air, incendies exceptionnels ou rentrées atmosphériques haute-vélocité) dans une atmosphère chargée en nanoparticules organo-minérales. L'objectif est d'évaluer dans quelle mesure cette population de microplastiques est liée aux émissions anthropiques et si elle trace des risques spécifiques de l'ionisation atmosphérique.

Il s'agit de filaments, films et agglomérats de taille millimétrique, semi-cristallisés, constitués de chaînes aliphatiques courtes et plus rarement de polyéthylène ou polypropylène (données IRTF, Raman, DRX et Tof-SIMS). Ils ont les caractéristiques en MET de nanocomposites carbonés formés d'un enroulement de nanofeuillets, d'un enchevêtrement de nanofilms ou d'un assemblage dense de nanoparticules enrobées de nanofeuillets de type core-shell. Des agglomérats de nanoparticules métalliques (Fe, Fe-Cr-Ni, Cu-Zn, Ni, Cr-Pb, autres) adhèrent à leur surface (données MEB).

Les expérimentations conduites en laboratoire par divers modes de décharge (arcs, DBD, sous courants alternatifs ou continus, décharges pulsées) à l'aide de divers précurseurs (hydrocarbures, suspensions dans l'eau de nanoparticules chargées) permettent de synthétiser en conditions contrôlées l'ensemble des sous-produits typiques de l'ionisation naturelle dans l'atmosphère (Hamdan et al., 2017).

La nanoarchitecture 3D (données MET), issue des contraintes de champ électrique sur l'attachement de nanoparticules, fournit une signature des conditions d'assemblage. La morphologie en mono et multifeuillets des nanoparticules dispersées dans la matrice permet de rapprocher ces nanobriques constitutives des nanoparticules exfoliées de type graphène produites en laboratoire par ultrasonication. Ces deux caractéristiques permettent de différencier les microplastiques nanocomposites produits par décharges plasmas des microrésidus de plastiques issus de matériaux biosourcés ou de la pétrochimie. La production en laboratoire de ces filaments nanocomposites à partir d'hydrocarbures ultra purs permet d'avancer l'hypothèse d'un déploiement par décharges plasmas de nanoboules en papier froissé de type graphène, corrélatif d'une libération d'impuretés

¹ PROMES UPR 8521 CNRS, Univ. Perpignan, Tecnosud, Perpignan, FR.

² Lab. de Physique de Clermont, UMR 6533, Campus Univ. des Cézeaux, Aubière, FR.

³ Université Paris-Est, LEESU 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Cedex Créteil, FR.

⁴ Département de physique, Université de Montréal, Canada..

⁵ ICGM UMR 5253, Univ. Montpellier, 34095 Montpellier, FR.

* Correspondant : marie-agnes.courty@promes.cnrs.fr.



métalliques ionisées. L'hyper-réticulation de la matrice hydrocarbonée assurée par ces nanoparticules ultrafines serait la clé des propriétés remarquables des microplastiques nanocomposites : superhydrophobicité, biorésistance, résistance thermique et mécanique, conductivité élevée, extrême longévité (milliers à millions d'année).

Les propriétés rappelées ci-dessus pourraient expliquer comment les microplastiques nanocomposites persistent en suspension à la surface de nuages, rivières, bassins de décantation, océans et se concentrent sous l'effet de fortes variations de pression. Leur accumulation pourrait ainsi contribuer à la formation à la surface des océans de films de résidus plastiques résistants à la fragmentation et à la biodégradation.

Le croisement des expérimentations et des suivis atmosphériques révèle que l'émission de nanoparticules 2D en feuillets de type graphène à fort potentiel d'ionisation par les activités anthropiques est à l'origine de pics de productions de microplastiques nanocomposites. L'impact des nanoparticules 2D en feuillets de type graphène issues des ressources géologiques sur la qualité de l'air, les surfaces terrestres, les océans, le monde vivant et la santé humaine reste à évaluer.

Références

- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, B., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geosciences*. <https://10.1038/s41561-019-0335-5>
- Courty, M.A., Martinez J.-M., 2015. Terrestrial carbonaceous debris tracing atmospheric hypervelocity-shock aeroplasma processes. *Procedia Engineering*. <https://doi.10.1016/j.proeng.2015.04.012>
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B., 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>.
- Hamdan, A., Kabbara, H., Courty, M.-A., Cha, M.S., Martinez, J.-M., Belmonte, T., 2017. Synthesis of Carbon–Metal Multi-Strand Nanocomposites by Discharges in Heptane Between Two Metallic Electrodes. *Plasma Chemistry and Plasma Processing*. <https://doi.org/10.1007/s11090-017-9816-8>



Nanoplastiques modèles: de leur élaboration à leur comportement physico-chimique

*Jesus Maza-Lisa**, *Laurence Pessoni**, *Hind El Hadri*[†]*, *Cyril Cugnet**, *Julien Gigault[‡]*, *Elise Deniau**,
*Bruno Grassl**, *Stéphanie Reynaud**

La capacité des nanoplastiques (NPs) à bioaccumuler et à cotransporter les polluants est l'un des aspects les plus dangereux de cette catégorie de débris plastiques, pourtant cette nouvelle classe de polluants émergents est encore largement inconnue. Dans ce contexte, il est essentiel de disposer de modèles précis et représentatifs des nanoplastiques environnementaux pour mieux comprendre leurs comportements et leurs effets en milieu aquatique.

Les modèles présentés dans la littérature et les standards commerciaux sont peu représentatifs des nanoplastiques échantillonnés dans l'environnement, en termes de taille, forme, composition, pureté, fonctionnalité et morphologie de surface.

En raison de l'absence de tels modèles, nous proposons une alternative qui tient compte de ces principales propriétés pouvant affecter leur comportement et les interactions avec les métaux traces.

Ainsi, nous avons étudié l'élaboration d'une gamme de modèles de NPs en suivant plusieurs voies: processus physique (fragmentation, ablation laser) à partir de plastiques primaires et secondaires, mais aussi par voie chimique (polymérisation par émulsion sans tensio-actifs). Ces modèles sont représentatifs de NP environnementaux (forme, distribution en taille, composition chimique etc...).

L'élaboration d'un protocole analytique performant pour la détection des NPs a été réalisée à partir de ces modèles (diffusion dynamique de la lumière, potentiel zêta, électrochimie, méthodes couplées A4F-RI-UV-MALS-ICPMS). Leurs comportements physico-chimiques ont été étudiés en fonction du pH et de la salinité du milieu. Leurs interactions avec les métaux lourds ont été corrélées à leur fonctionnalisation de surface.

* IPREM, UMR 5254, CNRS/ UNIV PAU & PAYS ADOUR/ E2S

[†] Cordouan Technologies, Pessac

[‡] Geosciences Rennes, UMR 6118 CNRS / Université Rennes 1



Nanoplastic in a porous media: improbable transportation or realistic deposition?

Pradel Alice¹, Hind El Hadri², Bruno Grassl², Anne-Catherine Pierson-Wickman¹,
Mélanie Davranche¹, Julien Gigault¹

Introduction

Nanoplastics (NPs) are defined as colloids that originate from the unintentional degradation of plastic. They have recently been detected in the North Atlantic Ocean and are characterized by a continuum in sizes ranging from 1nm to 1 μ m, associated to asymmetrical shapes and Brownian motion (Gigault et al., 2018). Since these particles could pose specific ecological and health risks, it appears crucial to describe their global environmental fate. In the life-cycle of a plastic debris, the terrestrial compartment is the main source and water is the main vector, so NP transport in soils must be elucidated. Up to now, the large majority of published results concerning the ecotoxicological impact of NPs as well as their environmental behavior in controlled conditions (porous systems, bulk etc.) use engineered plastic nanomaterials, called polystyrene latex (PSL) spheres. These are spherical and monodisperse size standards containing surfactants, properties that are significantly different from those of environmental NPs. In our study, we tackle such approach by describing the fate of different nano-sized polystyrene (PS) particles in a porous media in unfavorable deposition conditions (repulsion between media and particle). We compared 3 NPs mimicking more or less closely environmental NPs: commercially-available PSL spheres, soap and metal-free PSL spheres and an environmentally-relevant NP model. The parameters discriminating each of these particles are their average hydrodynamic diameters (200 to 530nm), surface properties (varying density of carboxylate functional groups), composition (presence or absence of additives) and shape (spherical or asymmetrical). Our results show that the asymmetrical, fractal-like shape of NPs are significantly more deposited in the porous media and undergo size changes. This is likely to affect their stability further along their journey.

Materials and methods

Transport in a porous media was modeled in lab-scale packed-bed columns, using a liquid chromatography system (Äkta™ Pure, GE Healthcare). The porous media was composed of Fontainebleau sand, dry-packed into a borosilicate column, with an average porosity of 0.41 \pm 0.13. The eluent (mobile phase) was composed of NaCl at 5 mmol L⁻¹ with pH fixed at 6.5 using NaOH and HCl. The sand was washed with at least 14 pore volumes (PVs) of deionized water and 22 PVs of the eluent. Tracer tests were done with NaCl or KBr. The NP solutions (dispersed phase) were injected for 6 PVs at a fixed rate of 1.57 10⁻⁵ m s⁻¹ and a concentration of C₀=5 10⁻³ g L⁻¹. Carboxylated PSL spheres of 200nm (PSL COOH 200) were purchased from Polysciences. Two model NPs are made of clean, additive-free “primary” (-P) PS: soap and metal-free carboxylated PS spheres of 530nm (PS COOH 530-P) produced by IPREM, Pau, and a model NPs (NP 350-P) formulated from mechanically crushed PS pellets by Cordouan Technologies, Pessac (preparations protected by pending patent).

Table 1: Properties of the nanoplastics studied

| Nanoplastic name | Composition | Diameter (nm) | Shape |
|------------------|-------------------------|---------------|--------------|
| PSL COOH 200 | Polystyrene + additives | 200 | Spherical |
| PS COOH 530-P | Primary polystyrene | 530 | Spherical |
| NP 350-P | Primary polystyrene | 350 | Asymmetrical |

NP concentration eluted from the porous media was determined by the UV-Vis spectrophotometer paired to the chromatography system (λ =226nm). Breakthrough curves (BTCs) were obtained by plotting the outflowing concentration of NPs normalized by the initial concentration (C₀) as a function of PVs eluted. Hydrodynamic diameters (d_H) of NPs were determined by Dynamic Light Scattering (Vasco-Flex, Cordouan Technologies). The clean bed filtration model of colloid filtration theory (CFT) and the Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO) theory were used to analyse hydrodynamic processes and surface energetics (Petosa et al., 2010).

1 Univ Rennes, CNRS, Géosciences Rennes, UMR 6118, 35000 Rennes, France

2 Institut des Sciences Analytiques et de Physico-chimie pour l'Environnement et les Matériaux (IPREM), CNRS, UMR 5254, 64000 Pau, France



Results and Discussion

The BTCs in Fig. 1 show that the standard NPs are less deposited in the porous media compared to the model NPs. The mass balances (MBs), defined as the ratios of eluted to injected masses, are of 95% for *PSL COOH 200*, 40% for *PS COOH 530-P* and 25% for *NP 350-P* (Fig. 1). Average hydrodynamic diameters (d_{zH}) of spherical NPs do not change significantly after flowing through the porous media: +6% for *PSL COOH 200* and -2% for *PS COOH 530-P*, whereas the d_{zH} of *NP 350-P* decreases by 20%.

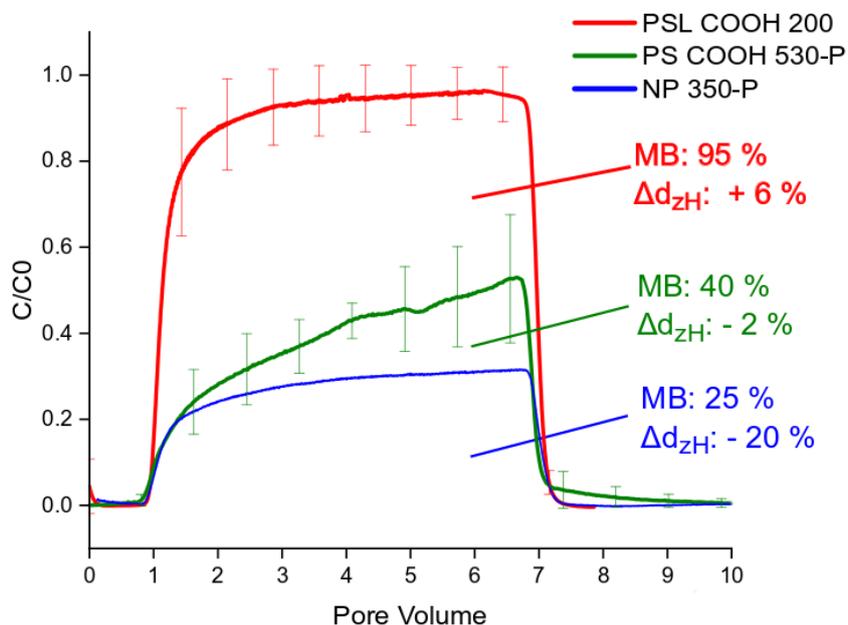


Figure 1: Breakthrough curves, mass balances and changes in hydrodynamic diameter (Δd_{zH}) of NPs injected for 6 PVs at $C_0 = 5 \cdot 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$, in $5 \text{ mmol L}^{-1} \text{ NaCl}$, pH 6.5 ($n=1$ or 2).

The PS spheres' deposition rate is positively correlated to NP d_{zH} and negatively correlated to NP particle concentration, in agreement with the scientific literature. However, the *NP 350-P* have an intermediate d_{zH} and particular concentration, but are more deposited in the porous media than the spheres. So, asymmetrical shapes have a larger positive impact on the deposition rate than size and particle concentration. This may be due to the fact that a greater number of atoms are exposed to the collector (sand), increasing secondary energetic minimum adsorption. Asymmetrical shapes may have more affinity for the rough collector surfaces, compared to spheres.

Conclusion

Our results show that *NP-P* are significantly more deposited in the porous media compared to the well-established standards in "nanoplastics" environmental investigation. Furthermore, *NP 350-P* undergo changes in size, unlike the PSL spheres. This suggests to reconsider the existing data on the environmental behavior of NPs in porous media since engineered plastic nanomaterials have limited to no environmental relevance. Also, NPs were reversibly deposited in the secondary energetic minimum, so they are likely to become remobilised. Changes in size and remobilization are processes that will influence NP stability as they travel from source to sink.

Références

- Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., El Hadri, H., Grassl, B., Reynaud, S., 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution* 235, 1030–1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>
- Petosa, A.R., Jaisi, D.P., Quevedo, I.R., Elimelech, M., Tufenkji, N., 2010. Aggregation and Deposition of Engineered Nanomaterials in Aquatic Environments: Role of Physicochemical Interactions. *Environmental Science & Technology* 44, 6532–6549. <https://doi.org/10.1021/es100598h>

1 Univ Rennes, CNRS, Géosciences Rennes, UMR 6118, 35000 Rennes, France

2 Institut des Sciences Analytiques et de Physico-chimie pour l'Environnement et les Matériaux (IPREM), CNRS, UMR 5254, 64000 Pau, France



Accumulation of polystyrene oligomers alters lipid membrane phase order and miscibility

Mattia M. Morandi^a, Monika Kluzek^a, Marc Schmutz^a, André Schroder^a,
Fabrice Thalmann^a, Carlos Marques^a

a: Université de Strasbourg, Institut Charles Sadron, UPR22 CNRS, 23 rue du Loess, 67200 Strasbourg

Introduction

The cell membrane is the first barrier encountered by any foreign object entering an organism, and therefore is the primary candidate of investigation in assessing possible toxicity of plastic nano fragments. In particular, the membrane phase behavior plays a crucial role in maintaining cell functionality, and even minute changes in membrane phase properties can result in a potential threat for the organism. Several coarse-grained molecular simulation studies suggest that polystyrene (PS) may alter the phase behavior and properties of lipid membranes. Rossi *et al.* [1] described that the presence of PS oligomer and polymers changes the bending rigidity of POPC membranes (16:0-18:1-phosphocholine) and moreover affects the phase coexistence when cholesterol is present in the bilayer. Bochicchio *et al.* [2] showed that PS stabilizes phase coexistence in model bilayers. These results indeed point out to a potential hazard since protein functionality is partially controlled by the membrane organization. In this work we investigate the effects of polystyrene oligomers ($M_n = 500$ Da) on the phase transition of lipids bilayers composed of saturated, or unsaturated, or a mixture of both, lipids. We investigate the changes in phase transition using differential scanning calorimetry, and Laurdan fluorescence spectra, extracting information on the structure and the thermodynamics. Moreover, we directly visualize the changes on the membranes at the micrometric scale using epifluorescence microscopy.

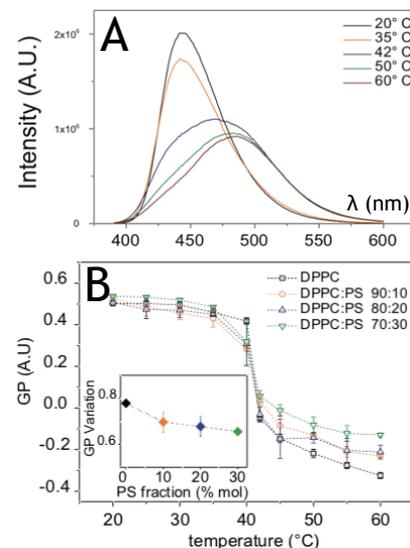
Results

Small angle neutron scattering (SANS) was used both to confirm the presence of polystyrene within the lipid membrane and to obtain information about the changes on the bilayer structure induced by the oligomers. Liposomes of DPPC were compared to liposomes of DPPC:PS (70:30), at 25°C, *i.e.* in the gel, L_0 phase, and at 50°C, *i.e.* in the fluid, L_α phase. Though SANS curves do not allow to quantitatively determine the lipid:polymer ratio, results clearly show that PS is successfully incorporated in the membrane, and that liposomes do not aggregate upon PS incorporation (results not shown).

General Polarisation (GP) of Laurdan was calculated from Laurdan emission spectra (Fig. A) as:

$$GP = \frac{I_{440} - I_{490}}{I_{440} + I_{490}}$$

GP was used to highlight changes in the membrane order upon incorporation of the oligomers (see reference paper [3]). Laurdan spectral properties reflect the hydration level in the headgroup region of the lipids. Figure B illustrates how GP evolves with temperature and PS fraction in DPPC:PS liposomes. The strong increase in GP with PS fraction in the fluid phase (high temperature), can be attributed to a lower number of water molecules due to the presence of polystyrene, hinting a higher packing order of the lipid molecules induced by PS.

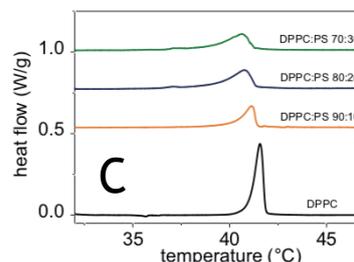




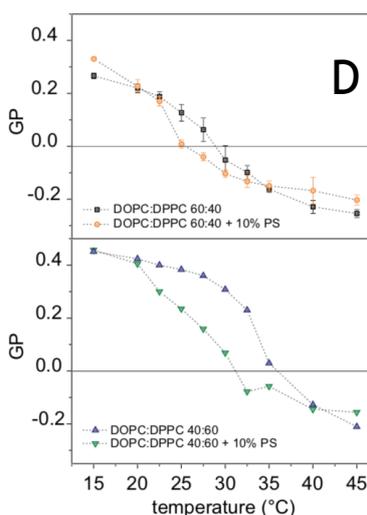
Combined with SANS data, these results indicate a different localisation of the polymer within the bilayer in the gel (L_0) and fluid (L_α) phases.

Gel-to-fluid transition is inhibited by PS oligomers.

Differential scanning calorimetry (DSC) thermographs (Fig. C) show that, with increasing amount of polystyrene incorporated in the membrane, the main transition temperature T_m slightly decreases, while the peak significantly decreases in intensity and broadens, suggesting a loss in enthalpy and cooperativity. That results are consistent with the effects reported for hydrophobe/lipid bilayer [4,5] or pheromones/lipid bilayer [6] interactions.



Polystyrene increases miscibility between S_0 and L_α phase. Figure D shows the effect on GP of the presence of PS in two binary membrane compositions, *i.e.* DOPC:DPPC 40:60 and 60:40. Both mixtures exhibit S_0/L_α (gel/fluid) phase coexistence at low temperature, and a homogeneous, L_α phase at 45°C. The presence of PS (10 mol%) decreases the transition temperature T_m (obtained as the intercept at GP=0), all the more so when DPPC fraction increases. These results are confirmed by image analysis of fluorescently labelled Giant Vesicles under a microscope (not shown). A thermodynamic model was developed, that considers the gel-to-liquid transition in mean-field Ising model. Using the values obtained from DSC on DPPC:PS bilayers (Fig. C), the model reproduces the data presented in Fig. D, as well as other results taken from literature.



Conclusions

Our results indicate that low molecular weight polystyrene incorporated within the hydrophobic region of lipid bilayers not only distributes differently between the S_0 (gel) and L_α (fluid) bilayer phases, but also perturbs significantly the phase behavior, in particular by decreasing the transition temperature between S_0 and L_α phases in binary, saturated/unsaturated lipid mixtures.

References

1. Rossi, G., Barnoud, J., Monticelli, L., 2014. Polystyrene nanoparticles perturb lipid membranes. *The Journal of Physical Chemistry Letters* 5(1):241–246. PMID: 26276207.
2. Bochicchio, D., Panizon, E., Monticelli, L., Rossi, G., 2017. Interaction of hydrophobic polymers with model lipid bilayers. *Scientific Reports* 7:6357.
3. Sanchez, S.A., Tricerri, M.A., Gunther, G., Gratton, E., 2007. Laurdan Generalized Polarization: from cuvette to microscope. *Modern Research and Educational Topics in Microscopy*, A. Mendez-Vilas and J. Diaz Eds.
4. Rolland, A., Brzokewicz, A., Shroot, B., Jamouille, J.C., 1991. Effect of penetration enhancers on the phase transition of multilamellar liposomes of DPPC. A study by differential scanning calorimetry. *International Journal of Pharmaceutics* 76(3):217–224.
5. Wolka, A.M., Rytting, J.H., Reed, B.L., Finin, B.C., 2004. The interaction of the penetration enhancer DDAIP with a phospholipid model membrane. *International Journal of Pharmaceutics* 271(1-2):5–10.
6. Borsacchi, S., Geppi, M., Macchi, S., Ninham, B.W., Fratini, E., Ambrosi, M., Baglioni, P., Lo Nostro, P., 2016. Phase transitions in hydrophobe/phospholipid mixtures: hints at connections between pheromones and anaesthetic activity. *Phys. Chem. Chem. Phys.* 18(22):15375–15383.

La société et les déchets plastiques



La nature, la morale et les déchets plastiques

Denis Blot*

S'appuyant sur des données construites au cours d'une longue enquête ethnographique, cette communication abordera la question de la dissémination des plastiques dans les océans à partir des réactions et des mobilisations sociales.

Pour le sociologue la crise environnementale est une crise des relations que les sociétés entretiennent avec leur environnement (Micoud, 1997). Cette approche s'applique fort bien aux *plastiques océaniques* qui constituent aujourd'hui, comme en témoigne leur très grande présence médiatique, un élément central de la construction des problèmes environnementaux (Gaspéri et al., 2018).

Nous verrons dans un premier temps que si la présence des plastiques dans les océans pose tant de problèmes aux sociétés c'est en grande partie parce qu'ils sont vus comme des déchets (Monsaintgeon, 2017 ; Blot et Désert, 2019), c'est à dire comme des objets qui troublent l'ordre (Douglas, 1966). Les réactions que soulève ce phénomène peuvent donc être lues comme autant de tentatives pour mettre de l'ordre dans la nature. Les déchets ne sont pas des objets comme les autres : ils ont des composantes morales et normatives qui se retrouvent dans l'ensemble des discours qui donnent une intelligibilité à ce phénomène (Blot, 2017). La condamnation des individus qui jetteraient leurs déchets dans « la nature » est ainsi omniprésente.

Dans une seconde partie nous verrons les effets que cette approche morale a sur la manière dont est appréhendé le problème de la dissémination des plastiques. D'abord, en jouant un rôle d'explication sur l'origine des déchets, la condamnation morale est un obstacle à la construction de connaissances fiables et précises sur les flux de déchets. Les moyens consacrés à des tentatives pour faire changer les gestes individuels sont bien plus importants que ceux consacrés aux travaux scientifiques sur les sources de plastiques. Ensuite, la condamnation morale a pour effet d'orienter la recherche de solutions vers des réponses technologiques et industrielles plutôt que vers des réponses collectives, politiques et réglementaires. Elle conduit à maintenir distinct ce qui est souhaitable pour l'environnement de ce qui est souhaitable pour les sociétés.

En montrant que défendre un ordre de la nature c'est inévitablement défendre un ordre des sociétés, cette communication met en lumière la dimension éthique de la recherche sur les *plastiques océaniques*. Elle affirme aussi le besoin d'une approche qui combine sciences de la nature et sciences des sociétés.

Références

Blot Denis, 2017, « À propos des déchets sauvages : petits exemples de confrontation entre une morale sociale et une morale environnementale », in Anstett E., Ortar N., *Jeux de pouvoir dans nos poubelles*.

* Maître de conférences en sociologie, EA 4287 Habiter-le-Monde, Université de Picardie – Jules Verne



Économies morales et politiques du recyclage au tournant du XXI^e siècle, Editions Petra, Paris.

Blot Denis, Désert Julie, 2019 (à paraître), « Discours sur la mer, résistances des plastiques ; analyses des discours et des images visant à conserver une mer propre », in Bouvet Y, Pages-Jones K, *Discours sur la mer, résistance des pratiques*, Presses Universitaires de Rennes, Rennes.

Douglas Mary, 2001 (1966), *De la souillure. Essai sur les notions de pollution et de tabou*, Paris, La Découverte, 207 p.

Micoud André, 1997, « L'écologie et le mythe de la vie », dans C. Larrère, R. Larrère (sdd), *La crise environnementale*, Versailles, Éditions de l'INRA, p. 17-29.

Monsaingeon Baptiste, 2017, *Homo détritius critique de la société du déchet*, Editions du Seuil, 288 p.

Gaspéri Johnny, Blot Denis, Tramoy Romain, Bruno Tassin, 2018, « Pollution plastique, retour sur une prise de conscience », *The Conversation*, 10 septembre 2018 ; <https://theconversation.com/pollution-plastique-retour-sur-une-prise-de-conscience-101541>



Quel rythme de développement des innovations technologiques est nécessaire pour préserver les océans de la contamination plastique ?

Mateo Cordier^{*†}, Takuro Uehara[‡], Juan Baztan^{*}, et Bethany Jorgensen[§]

Abstract

Les déchets plastiques ne sont pas biodégradables et leur accumulation croissante dans l'océan est une source de préoccupation majeure. Le Forum économique mondial, la Fondation Ellen MacArthur et McKinsey & Company ont affirmé en 2016 que les innovations technologiques pourraient résoudre le problème de la pollution par les plastiques (World Economic Forum et al., 2016). Une telle affirmation soulève une question qui reste sans réponse: quel rythme d'innovation technologique est nécessaire et un tel rythme est-il économiquement réalisable? Nous proposons des réponses à cette question via un modèle de dynamique des systèmes que nous avons développé pour simuler différents scénarios visant à contrôler les débris plastiques pénétrant dans l'océan à l'échelle mondiale. Nos résultats montrent que les technologies de nettoyage des océans pourraient permettre une réduction de 25% du niveau de débris plastiques dans l'océan en 2030 par rapport aux niveaux de 2010. Toutefois, cela nécessiterait de retirer 15% du stock de débris plastiques de l'océan chaque année au cours de la période 2020-2030, ce qui équivaut à 135 millions de tonnes de plastique au total (Cordier et Uehara, 2019). Le coût de mise en œuvre d'un tel effort de nettoyage des océans serait de 492 milliards € à 708 milliards €, ce qui représente 0,7% à 1,0% du PIB mondial en 2017 - ce calcul est basé sur les coûts unitaires en € / kg estimés dans l'étude de faisabilité du projet The Ocean Cleanup (Slat, 2014). Le projet The Ocean Cleanup à lui seul est conçu pour collecter 70 320 tonnes de débris plastiques sur une période de 10 ans. Pour éliminer 135 millions de tonnes de débris plastiques, il faudrait investir dans 1924 projets similaires de nettoyage des océans. Ces résultats donnent une idée de l'ampleur de la tâche, ce qui peut aider à évaluer la faisabilité économique de l'élimination d'un tel volume de plastiques. De plus, nos résultats confirment quantitativement que les solutions technologiques ne suffiront pas à elles seules à résoudre les problèmes de pollution par les plastiques. Une gamme de solutions diverses - pas seulement technologiques - bénéficiera probablement d'une plus grande faisabilité technique, politique et économique. Notre modèle montre que la combinaison de solutions variées mises en œuvre sur la période 2020-2030 pourrait réduire d'ici 2030 le stock de plastiques dans les océans aux niveaux de 2013 (94 millions de tonnes).

* Research Centre Cultures–Environnements–Arctique–Représentations–Climat (CEARC), Université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines, UVSQ, 11 Boulevard d'Alembert, 78280 Guyancourt, France; mateo.cordier@uvsq.fr

† Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement-Centre Emile Bernheim (CEESE-CEB), Université Libre de Bruxelles, 44 Avenue Jeanne, C.P. 124, 1050 Brussels, Belgium.

‡ College of Policy Science, Ritsumeikan University, 2-150 Iwakura-Cho, Ibaraki City, 567-8570 Osaka, Japan.

§ Department of Natural Resources, Cornell University, Ithaca, NY USA.



- Cordier M., Uehara T., 2019. How much innovation is needed to protect the ocean from plastic contamination? *Science of the total environment* 670, 789–799.
- Slat, B. How The Oceans Can Clean Themselves. A Feasibility Study. 535 pp. (The Ocean Cleanup, 2014).
- World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company. The New Plastics Economy — Rethinking The Future Of Plastics, 120 pp. (Project MainStream, 2016).



Le non dit comme processus de non transformation

Lionel Jaffrès^{1,2}, Jean-Paul Vanderlinden^{2,3}, Juan Baztan^{2,3}

Résumé

De la sphère privée aux différentes sphères publiques, dire/nommer les conflits et les passions humaines est toujours porteur d'un risque potentiel de rupture entre deux parties et de rejet de celui ou celle qui porte cette énonciation. Les acteurs du changement, c'est à dire celles et ceux qui pointent, avec plus ou moins de maladresse stratégique, les éventuelles inerties, dysfonctionnements ou incohérences peuvent se retrouver dans des positions délicates vis à vis de leurs communautés ou des pouvoirs individuels ou institutionnels qu'ils tentent de faire réagir. Dans le cadre des luttes face aux pollutions par les micro plastiques, tendre vers un changement à échelle locale et/ou globale pourrait passer par une évaluation la plus juste possible des différentes responsabilités : individuelles, collectives, systémiques. Cette démarche se heurte parfois aux résistances de communautés d'intérêt qui pourraient œuvrer, frontalement ou insidieusement, pour une non transformation et, par conséquent, contre une formulation de certains résultats ou certaines analyses. La création artistique, s'inspirant de ces éléments de représentation du réel, pourrait intervenir de manière distanciée, sensible et esthétique, au cœur de ces enjeux. Les artistes pourraient, de par leur fonction reconnue par les communautés, mettre en forme une adresse ou des scénarios en s'affranchissant des risques d'invalidation ou de conflits.

¹ Le théâtre du Grain, Le Maquis, 12 Rue Victor Eusen, 29200 Brest

² Programme Mesurer la Taille du Monde

³ Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, OVSQ, CEARC, 78280 Guyancourt, France



Polymères et Océans: vers une éthique de la (re)connection

Jean-Paul Vanderlinden^{}, Bethany Jorgensen[†], Juan Baztan^{*}, Mateo Cordier^{*}, Jean-Michel Huctin^{*},
Lionel Jaffres[‡]*

La communication proposée vise à explorer l'inadéquation des cadres éthiques conséquentialistes dominants dans les situations où les effets induits sont distants, dans l'espace et dans le temps, intra et inter - espèces, impliquent simultanément des impacts accessibles à nos sens et des impacts inaccessible à nos sens, sont remplis d'incertitudes, et sont liés à des rapports de force hautement déséquilibrés. Cette exploration sera effectuée dans le cadre spécifique de l'analyse scientifique de la pollution par les micro-plastiques. Nous posons la question de cette pollution comme un défi éthique - et non économique ou scientifique - cela nous amène à revisiter les tensions qui peuvent exister au sein de la communauté scientifique, entre cette communautés et les autres, qu'il s'agisse des communautés constituées autour d'intérêts privés, d'intérêts publics, gouvernementaux ou non. Finalement nous proposons un manifeste pour le développement d'une éthique de la (re)connection.

^{*} Laboratoire CEARC, UVSQ

[†] Center for civic ecology, Cornell University,

[‡] Théâtre du Grain.

Posters et rafraichissements



Perception et consommation du plastique

Benoît Amiot^{2§}, Ariane Audisio[§], Christophe Berthiaux[§], Amandine Daminato[§], Vincent Jourdain[§],
Laurie Manetta[§], Clémence Mazard[§], Valentine Morel[§], Benjamin Rondot[§], Fanny Royanez[§], Nelly
Vallance[§], Severine Louvel[§], Boris Eyheraguibel*

La production mondiale de polymères synthétiques continue d'augmenter chaque année et devrait atteindre plus de 335 millions de tonnes en 2018. Cette utilisation massive du plastique reflète le fonctionnement de nos sociétés de consommation qui génèrent des besoins en plastiques sans prendre en compte l'impact écologique de leur élimination dans l'environnement. Au-delà du manque de moyens et de solutions dédiés à la gestion des déchets plastiques, de nombreuses études présentent les activités humaines, en particulier la consommation des ménages, comme une source majeure de pollution par les plastiques. Cependant, l'identification des sources de pollution ne fournit aucune information sur les habitudes, les utilisations et les connaissances des consommateurs pour comprendre le flux de déchets généré. Ces données sont pourtant nécessaires pour identifier les limites et les facteurs pouvant influencer un changement de comportement vis-à-vis de l'utilisation des plastiques.

Le manque de données sur la consommation de plastique dans la société française nous a conduit à mener une étude sociologique. Nous avons rassemblé des données qualitatives et quantitatives sur la consommation et la perception du plastique par les individus. L'objectif était d'évaluer les tendances en matière de pratiques et de connaissances relatives au plastique et de déterminer les utilisations et les comportements des individus en fonction de leurs caractéristiques socio-démographiques et culturelles.

Nos résultats révèlent différents types de comportements avec différents niveaux de conscience des conséquences de l'utilisation du plastique et de leurs habitudes de consommation : Initié, Économiste, Pragmatique et Indifférent. Les pratiques de ces différents consommateurs ne semblent pas liées à leur connaissance de la matière plastique en tant que matériau, mais sont davantage motivées par leur connaissance des impacts environnementaux. Les connaissances sur le plastique sont généralement pauvres avec des notions confuses sur le recyclage, les polymères biodégradables reflétant un manque de sensibilisation et d'éducation.

Cette étude met en évidence le rôle des chercheurs dans la sensibilisation et la transition vers une société moins consommatrice de plastique. L'intégration des sciences sociales dans la recherche sur la pollution plastique revêt donc une importance capitale pour mieux comprendre les habitudes de consommation de plastique et les comportements sociaux.

[§] Sciences Po Grenoble, Institut d'études politiques de Grenoble, 1030 av. centrale - Domaine Universitaire, 38400 Saint-Martin-d'Hères

* Université Clermont Auvergne, CNRS, SIGMA Clermont, Institut de Chimie (ICCF), F-63000 Clermont-Ferrand, France



Caractérisation et identification de la pollution plastiques dans les Pertuis Charentais (Angoulins-sur-mer)

*Arno Bringer¹, Hélène Thomas¹ Camille Lacroix², Ronan Jezequel², Grégoire Prunier¹, Adélaïde
Lerebours¹, Stéphane Le Floc², Jérôme Cachot³*

Introduction

Le projet **AQUAECOs** (**A**mélioration de la **Q**UALité **E**nvironnemental en zones **C**Onchylicoles) porté par le CRC (Comité Régional Conchylicole Charente-Maritime) est mené en partenariat avec l'AFB (Agence Française pour la Biodiversité), la Région Nouvelle-Aquitaine, le Comité Départemental de la Charente Maritime ; il vise à étudier les effets de stress naturels (température, salinité, facteurs biotiques) et chimiques (contaminants conventionnels tels les pesticides et émergents comme les microplastiques) à différents stades de vie de mollusques bivalves marins expérimentalement et *in situ*.

Avec près de 130 000 tonnes d'huîtres creuses produites et commercialisées en France chaque année, le secteur conchylicole charentais représente le premier bassin de production français (22% de la production nationale). Ainsi, la démarche expérimentale entreprise dans le cadre de ce projet vise à mieux comprendre les effets des plastiques et des pesticides à des stades précoces du développement des bivalves issus de zones de productions conchylicoles des Pertuis-Charentais.

Dans le cadre de ce projet, des collectes de macrodéchets plastiques ont été réalisées sur la plage d'Angoulins-sur-mer (située à proximité des concessions conchylicoles) suivant le protocole de ramassage OSPAR. Quatre collectes ont été menées entre le mois de Septembre et Décembre 2018 afin d'être pesées et identifiées en laboratoire. De plus, des collectes de sédiments sableux ont été effectuées en surface et semi-profondeur (5 cm) pour extraire les microplastiques potentiellement présents dans cette matrice et dans le but de déterminer les concentrations environnementales de plastiques (inconnues actuellement) retrouvées sur le littoral picto-charentais. Dans ce contexte, la mise au point d'un protocole d'extraction par MPSS (extracteur de microparticules par densité) a été entreprise pour déterminer la présence des microplastiques dans les sédiments testés. Enfin, l'utilisation de la pyrolyse GC-MS a permis de caractériser (1) la composition (polymères) des matériaux conchylicoles et autres plastiques retrouvés sur le site de prélèvement et (2) les différents additifs et autres polluants vectorisés sur ces plastiques vieillies.

L'évaluation de la pollution plastique sur la plage d'Angoulins-sur-mer, zone pilote de programmes actuellement en cours au sein du Cedre, contribue à établir un état des lieux sur le secteur de la Charente-Maritime : ce qui n'avait jamais été entrepris auparavant. La profession conchylicole ainsi que les acteurs du territoire restent fortement impliqués, afin de comprendre et d'identifier la pollution plastique dans les pertuis charentais.

¹ Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs), UMR 7266, CNRS-Université de La Rochelle, 2 rue Olympe de Gouges, F-17042 La Rochelle Cedex 01, France.

² Cedre, 715 rue Alain Colas, 29218 BREST Cedex 2, France

³ Université de Bordeaux, Laboratoire EPOC, UMR 5805, F-33600 Pessac, France.



Synthèses et caractérisation de nanoparticules de polyéthylène

Fabrice Brunel, Elodie Bourgeat-Lami, Vincent Monteil¹

Introduction

Le polyéthylène (PE) est le polymère le plus fabriqué en volume, ainsi les déchets de PE représentent 90% des micro-plastiques accumulés au centre des gyres océaniques (*i.e.* continents plastiques).^[1] Suite de leur dégradation, ces déchets se transforment progressivement en nanoplastiques, *i.e.* dispersion de taille comprise entre 1 et 1000 nm.^[2-3] Les interactions entre ces nanoplastiques et les microorganismes marins peuvent être étudiée *in vitro* grâce à des dispersions modèles de PE. Les dispersions de PE sont généralement obtenues en mélangeant le polymère fondu avec de l'eau à haute température suivit d'une étape d'homogénéisation à haute pression. Ce processus consomme beaucoup d'énergie et la taille finale des particules de PE est d'environ 2 µm. Récemment, nous avons obtenu des dispersions de nanoparticules de PE de taille contrôlée ($10 < D_H < 100$ nm) par polymérisation radicalaire de l'éthylène en émulsion dans conditions douces de pression et de température (cf. Figure 1).^[4-5]

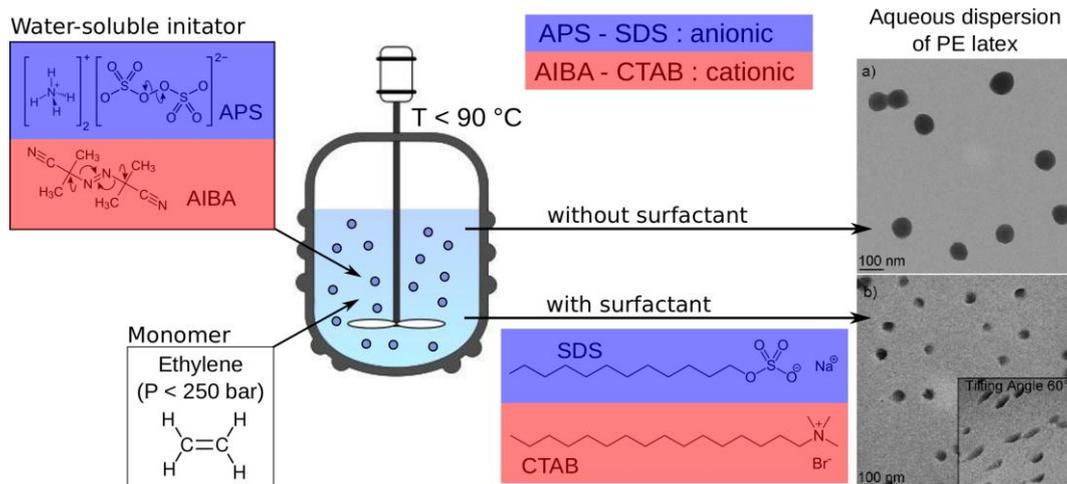


Figure 1 : Schéma de la polymérisation radicalaire de l'éthylène en émulsion.

Résultats

En présence de tensioactif (cationique ou anionique) les nanoparticules obtenues sont anisotropes et présentent une très forte surfusion. La diffusion des rayons X aux petits et grands angles (synchrotron-SAXS/WAXS), nous a permis de mettre en évidence un nouveau mécanisme (appelé "trempe électrostatique") permettant d'expliquer l'origine de cette forte surfusion et de la morphologie ellipsoïdale des particules.^[6] Brièvement, la densité de charge de surface élevée des nanoparticules s'oppose à leur contraction thermique lors du refroidissement, ce qui empêche la cristallisation du PE jusqu'à 60-50 °C (surfusion). A cette température, la cristallisation intervient très rapidement et entraîne l'effondrement de la particule sous forme de disque (cf. Figure 2).

1 Chemistry, Catalysis, Polymers and Processes (C2P2) UMR 5265
(Université de Lyon - CPE Lyon - CNRS)

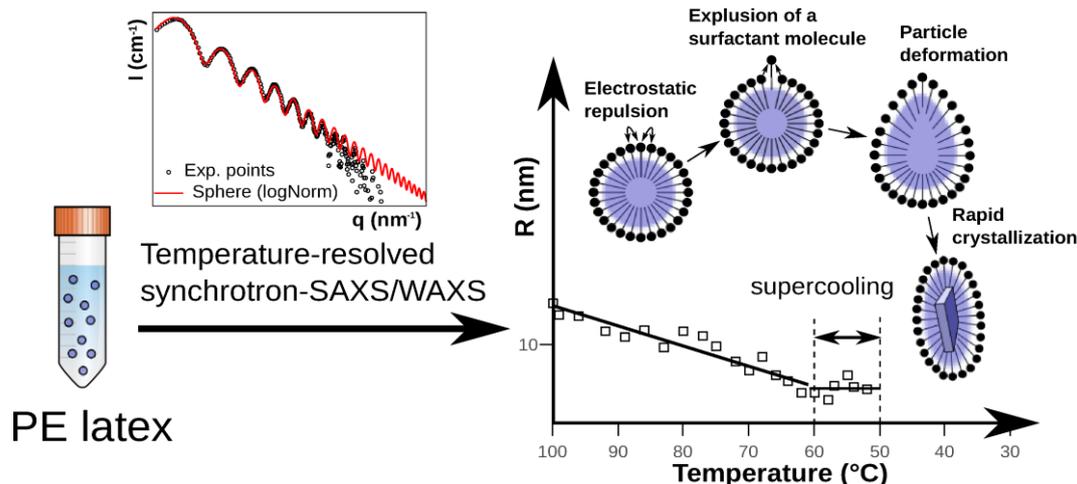


Figure 2 : Illustration du mécanisme de « trempe électrostatique » responsable de la surfusion des nanoparticules de PE anisotropes.

Conclusion

Notre travail porte actuellement sur la synthèse de nanoparticules de PE utilisant divers systèmes de stabilisation (charges sensibles au pH, stabilisation stérique ou par pickering avec des particules inorganiques...) afin de mieux contrôler la taille et la morphologie des nano-objets formés ainsi que leur auto-assemblage. L'utilisation d'un amorceur (VA-086) et d'un tensioactif neutre (Disponil® A3065) nous a déjà permis d'obtenir des nanoparticules sphériques de taille plus importante ($D_H > 100$ nm) et donc d'étendre la gamme de taille accessible via ce procédé de synthèse. Ces dispersions de PE (de taille et de charge de surface contrôlées) sont bien adaptées à l'étude de la stabilité et de la biodégradation des déchets de PE dans le milieu aquatique.

Références

- (1) Ter Halle, A., Ladirat, L., Martignac, M., Mingotaud, A. F., Boyron, O., & Perez, E., 2017. To what extent are microplastics from the open ocean weathered?. *Environmental Pollution*, 227, 167-174.
- (2) Gigault, J., Pedrono, B., Maxit, B., & Ter Halle, A., 2016. Marine plastic litter: the unanalyzed nano-fraction. *Environmental Science: Nano*, 3(2), 346-350.
- (3) Ter Halle, A., Jeanneau, L., Martignac, M., Jardé, E., Pedrono, B., Brach, L., & Gigault, J. (2017). Nanoplastic in the North Atlantic subtropical gyre. *Environmental science & technology*, 51(23), 13689-13697.
- (4) Grau, E., Dugas, P. Y., Broyer, J. P., Boisson, C., Spitz, R., & Monteil, V., 2010. Aqueous Dispersions of Nonspherical Polyethylene Nanoparticles from Free-Radical Polymerization under Mild Conditions. *Angewandte Chemie International Edition*, 49(38), 6810-6812.
- (5) Billuart, G., Bourgeat-Lami, E., Lansalot, M., & Monteil, V., 2014. Free radical emulsion polymerization of ethylene. *Macromolecules*, 47(19), 6591-6600.
- (6) Brunel, F., Billuart, G., Dugas, P. Y., Lansalot, M., Bourgeat-Lami, E., & Monteil, V., 2017. Crystallization of Nanodomains in Polyethylene Latexes. *Macromolecules*, 50(24), 9742-9749.



Evaluation de la contamination et des effets écotoxiques des microplastiques en estuaire de Seine ; les premiers enseignements du projet Plastic-Seine

J. Cachot¹, C. Clérandeau¹, F. Le Bihanic¹, C. Vignet^{1,3}, P. Pannetier^{1,3}, F. Misurale¹, Q. Pedriat¹, B. Morin¹, M. Revel², C. Mouneyrac², M. Mouloud², A. Châtel², H. Perrein-Ettajani², M. Bruneau², M.P. Halm³, A. Gangnery³, F. Galgani³, M.L. Bégout³, X. Cousin³, C. Dreanno³, M. El Rakwe³, J. Thery⁴, C. Bialais⁴, S. Souissi⁴, M. Kazour⁴, R. Amara⁴, M.A. Dutertre⁵, R. Coulaud⁵, T. Monsinjon⁵, B. Xuereb⁵, S. Alligant⁶, B. Tassin⁶, J. Gasperi⁶.

Le bassin versant de la Seine peut être considéré comme représentatif des bassins hydrographiques fortement impactés par l'activité humaine et à ce titre présente une forte pression de pollution. La pollution chimique constitue une menace supplémentaire pour des écosystèmes aquatiques déjà très fragiles tels que les estuaires et les zones marines côtières. Peu d'études se sont concentrées sur la contamination et l'impact des microplastiques (MP, taille < 5 mm) dans les écosystèmes estuariens et aucune à ce jour en estuaire de Seine. Le projet Plastic-Seine (GIP Seine-Aval et CPIER Vallée de Seine) vise d'une part à quantifier la présence et le flux de MP dans l'estuaire de la Seine et d'autre part à évaluer leur devenir et leur impact sur différentes espèces du réseau trophique. Plusieurs campagnes de terrain ont été menées depuis mars 2017 sur le continuum eau douce-eau salée à différentes saisons pour échantillonner les eaux de surface, les sédiments et sept espèces du réseau trophique (poissons, crustacés, mollusques, annélides) représentatives de l'écosystème estuarienne de la Seine. Les premiers résultats indiquent une contamination modérée (1,8-5,1 fragments/m³) mais généralisée des différents compartiments abiotiques et biotiques par des MP comprenant principalement des fibres et des fragments. Des MP ont été identifiés dans toutes les espèces analysées, quel que soit le site ou la saison de prélèvement. Des expositions à des MP environnementaux en conditions contrôlées de laboratoire ont démontré l'ingestion mais aussi l'égestion très rapide de ces MP par les annélides et la sole commune (les analyses sont en cours sur les copépodes). Des premiers effets significatifs des MP sur la survie et la reproduction du copépode *E. affinis* et sur le comportement des soles ont été observés. Ce projet devrait fournir d'ici 2020 une première évaluation de la distribution et du flux de microplastiques dans l'estuaire de la Seine et de la faune aquatique associée.

1. Université de Bordeaux, UMR CNRS EPOC 5805, Pessac, France, 2. Université Catholique de l'Ouest, MMS-UCO, Angers, France 3. Ifremer, France, 4. Université de Lille, UMR CNRS-ULCO LOG, Lille, France, 5. Université Le Havre Normandie, UMR I-02 SEBIO, Le Havre, France, 6. Université de Paris Est, LEESU, Paris, France.



Développement de méthode pour le suivi spatio-temporel des microplastiques (25 μm à 5 mm) dans l'eau et les sédiments du bassin versant de la Garonne

Aline Carvalho^{*}, *Camille Van Craynest*^{*}, *Louna Riem*[†], *Loïc Tudesque*[†], *Julien Cucherousset*[†], *Alexandra Ter Halle*^{*}

Introduction

Plus de 350 millions de tonnes de plastique ont été produites en 2017 (PlasticsEurope, 2018) et il a été estimé que 4 à 13 millions de tonnes ont été déversées dans les océans en 2010 (Jambeck et al., 2015). Après avoir effectué de nombreuses études dans le milieu marin, ce n'est que récemment que la communauté scientifique a pris conscience de l'importance de comprendre et d'identifier les origines de cette pollution. Actuellement, les rivières charrient de 1 à 2 millions de tonnes de plastique annuellement dans les océans. Ces premières estimations mettent en lumière l'importance d'initier des études visant à quantifier les caractéristiques spatio-temporelles de la pollution du plastique dans les cours d'eau et de tenter de mesurer les impacts potentiels sur la biodiversité dans les eaux douces. L'objectif de cette étude est de développer une méthode d'extraction et d'analyse des microplastiques, subdivisés en deux classes de tailles (1-5 mm : LMP et 25-999 μm : SMP) ainsi que de quantifier la pollution en microplastiques dans l'eau et les sédiments du bassin versant de la Garonne. Spécifiquement, nous souhaitons comparer cette pollution entre saisons et comprendre si l'agglomération toulousaine représente un apport important de ces contaminants le long du gradient amont-aval.

Méthode

Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées en octobre 2018 et février 2019 dans 14 stations, 6 sur le cours principal de la Garonne et 8 dans des affluents. De plus, nous avons suivi plus finement l'évolution de la pollution de microplastiques lors d'un épisode de crue (avant, pendant et après) en échantillonnant deux stations en amont et en aval de Toulouse à 4 reprises. Des filets de mailles de 25 μm et 500 μm ont été utilisés pour filtrer l'eau pendant environ 1 et 7 minutes pour les SMP et les LMP, respectivement. Chaque mesure a été répliquée trois fois sur chaque site. Des échantillons de microplastiques dans les sédiments grossiers ont été obtenus à l'aide de filets *Surber*. Afin d'identifier visuellement les LMP et de les isoler (e.g. feuilles, macrophytes), une première étape d'élimination de la matière organique a été réalisée. Pour les échantillons issus du sédiment, le protocole de digestion inclue l'ajout d'une étape de séparation densimétrique en utilisant une solution de ZnCl_2 ($d=1.54 \text{ g/mL}$). La détection des particules a été effectuée visuellement à l'aide d'une loupe binoculaire et une caractérisation des polymères a été réalisée avec une analyse en spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier. La masse totale de LMP a été obtenue.

Des tests préliminaires ont été effectués avec des échantillons d'eau filtrés à 25 μm pour la détection des SMP. Le contenu a été initialement filtré sur une membrane de nylon de maille de 1 mm et après filtré sur la membrane de 25 μm . Au contenu de la membrane a été ajoutée la solution de ZnCl_2 a fin de obtenir une séparation densimétrique. Une filtration supplémentaire a été réalisée. La caractérisation des SMP devient plus compliquée en raison de leur taille, une identification correcte étant le plus grand défi. Des efforts sont en cours pour développer une méthode de pyrolyse couplée à la chromatographie en phase gazeuse et à la spectrométrie de masse à triple quadripôles (pyr-GC / MS / MS) pour permettre non seulement l'identification des particules retenues au filtre, mais également la quantification.

^{*} Laboratoire des Interactions Moléculaires et Réactivité Chimique et Photochimique (IMRCP), UMR 5623, Université Toulouse III, France

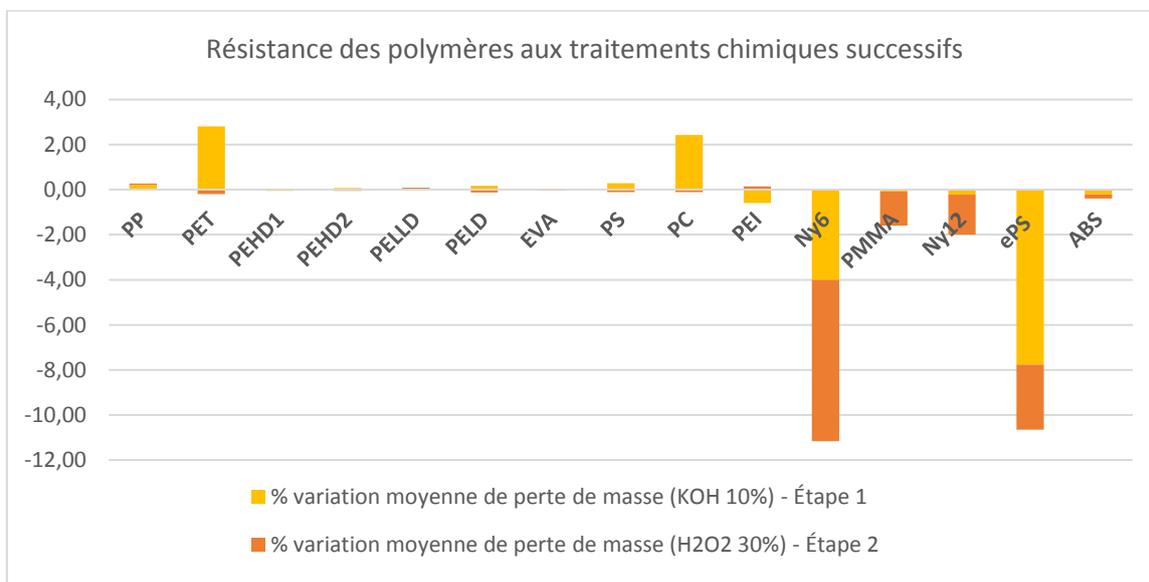
[†] Evolution et Diversité Biologique (EDB), UMR 5174, Université Toulouse III, France



Résultats et discussion

Des tests de résistance du LMP au protocole d'extraction ont montré qu'il n'y a pas eu de perte de masse significative pour les différents plastiques testés, à l'exception de nylon-6 et polystyrène expansé (Figure 1). Après caractérisation par spectroscopie infrarouge, l'identification du polymère par comparaison de son spectre avec la librairie disponible a été toujours correcte, même si parfois une intense bande d'absorption à 3300 cm^{-1} après le traitement A est apparue. Au total cinq microplastiques qu'ont été trouvés dans les échantillons ont aussi été testés, les résultats préliminaires indiquent une plus grande variation en masse, suggérant une plus grande sensibilité de ceux-ci au protocole de digestion. Une variation de quantité de LMP a été observée entre les 14 sites d'échantillonnage. L'éventuelle variation du type de polymère de ces LMP est en cours d'évaluation.

Figure 1. Résultats du bilan massique des polymères testés après deux protocoles successifs de digestion chimique à 60°C (KOH (10% m/m) suivi de H_2O_2 (30% m/m))



Références

Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., & Law K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347(6223):768-771. DOI: 10.1126/science.1260352

PlasticsEurope annual review (2017-2018). Disponible : <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/498-plasticseurope-annual-review-2017-2018>



Développement de matériaux polymères marins et bio-inspirés à faible impact environnemental

*Marion Claverie, Colin McReynolds, Martin Thomas, Arnaud Petitpas, Susana C. M. Fernandes**

Diminuer l'impact des polluants dans l'environnement marin est un challenge majeur du 21ème siècle. Dans le but de répondre à cette problématique sociétale, la Chaire de Recherche Partenariat MANTA (MAriNe maTeriAls) E2S UPPA s'inscrit dans des thèmes clés, à savoir: (i) la valorisation des bioressources et des co-produits marins ; (ii) le développement des matériaux bio-inspirés et bio-mimétiques ; (iii) l'environnement du littoral et la préservation de la qualité de l'eau ; (iv) la santé publique ainsi que (v) la recherche et la valorisation.

Les océans représentent une source extraordinaire et peu exploitée de composés naturels présentant des propriétés biologiques, physico-chimiques et structurales à fort potentiel. Par le biais des biotechnologies bleue et rouge, les objectifs de MANTA visent à :

- Mettre en place de nouvelles techniques pour l'extraction de biomolécules (y compris des biopolymères) à partir de produits et co-produits marins pour développer des films, des hydrogels, des structures 3D et des (nano)composites.
- S'inspirer et mimer des structures et des phénomènes observés dans l'environnement aquatique, pour mettre au point de nouveaux (bio)matériaux durables et fonctionnels ciblant des applications dans le médical, les cosmétiques et les composites.
- Etudier l'impact de ces nouveaux (bio)matériaux sur la santé humaine et sur les écosystèmes et organismes marins.

Ainsi à travers la conception de (bio)polymères à faible impact environnemental mais aussi bio-inspirés et bio-sourcés, le projet de la Chaire MANTA plonge dans les océans pour mieux les utiliser et mieux les protéger.

Lors de cette communication, les thématiques et la stratégie du projet MANTA seront présentées ainsi que les prémices des résultats obtenus.

Références

<https://e2s-uppa.eu/en/research/chairs-of-excellence/manta-marine-materials.html>

* CNRS/ Univ Pau & Pays Adour/ E2S UPPA, Institut des Sciences Analytiques et de Physico- Chimie pour l'Environnement et Les Matériaux, UMR5254, 64600 Anglet, France

Ecotoxicity of carboxyated nano-polystyrene from laboratory exposures to different freshwater organisms

Minet Antoine¹, Mouchet Florence¹, Fanny Clergeaud¹, Ferriol Jessica¹, Ten-Hage Loic¹, Leflaive Joséphine¹, Silvestre Jérôme¹, Pinelli Eric¹, Gigault Julien², Rowenczyk Laura³, Ter-Halle Alexandra³ and Gauthier Laury¹

¹EcoLab, Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, Université de Toulouse, CNRS, Toulouse, France

²Géosciences Rennes, Université de Rennes, CNRS, Rennes, France

³Laboratoire des IMRCP, Université de Toulouse, CNRS, Toulouse, France

If plastic pollution in the marine environment is now recognized by scientists as a threat to the balance of its ecosystems in terms of abundance, composition, sources and impact in the ocean, it is then surprising to note that plastic pollution in inland waters is largely unknown. Although the sources, nature, concentration, presence, fate and effects of micro- and nano-plastics have not been well characterized in freshwater systems to date, evidence from the marine environment suggests that micro- and nano-plastics could be considered as emerging contaminants. The production sources and almost all the life cycle of plastics are mainly continental (atmospheric, plastic waste, landfills, agricultural plastics, production and recycling sites, etc.). Thus, for the majority of them, they must transit through the terrestrial and/or fresh water compartment, before reaching the oceanic gyres, where they concentrate, to form the so called “7th continent”.

In this context, the objective of this work is to provide new data to acquire the knowledge bases, in terms of hazards on the freshwater ecosystems exposed to this type of contaminant, which is a prerequisite for a realistic assessment of the risks associated with the presence of plastic debris in our environment. As an example, the potential ecotoxicological effects of commercial dispersions of carboxyated nano-polystyrene (PS-COOH) of 50 and 350 nm (from 0.1 to 100 µg/L) was studied from laboratory exposures to different freshwater organisms selected for their ecological representativeness (primary and secondary producers *i.e.* different species of microalgae, and consumers *i.e.* larvae of chironomids and amphibian filter-feeders larvae) and for their use as ecotoxicological bioassays. In order to implement the tools necessary to acquire this knowledge, dispersions of PS-COOH were also characterized.

Results showed (i) neither mortality nor genotoxicity but a light significant growth inhibition of the size of amphibian larvae exposed to PS-COOH of 50 nm whatever the concentration and to 10 and 100 µg/L of PS-COOH of 350 nm, (ii) no effects in terms of mortality, growth inhibition and teratogenicity in chironomid larvae exposed to both PS-COOH, (iii) a significant growth alteration to both PS-COOH depending on the algae.

C. Compère¹, C Dreanno¹, C Labry², D. Delmas², K. Bucas¹, F Mazeas¹, N. Gayet³, J. Evrard¹,
Q. Deshoules¹

¹Ifremer, Unité de Recherches et Développements Technologiques (RDT), 29280 Plouzané

²Ifremer, Unité DYNamique des ECOsystèmes côtiers (Dyneco), 29280 Plouzané

³Ifremer Unité de Recherche Etude des Ecosystèmes Profonds (EEP)

Plusieurs études de biocolonisation sur polymères ont été menées en milieu naturel (La Seine, l'Adour, eau de mer naturelle) afin d'étudier l'influence de la nature du matériau sur l'adhésion bactérienne, la cinétique de formation de biofilm et sur la composition de ces communautés fixées. Différents polymères présentant des propriétés physico-chimiques divers ont été utilisés (Polydiméthylsiloxane, Polyéthylène basse densité, Nylon, Polycarbonate, Polyéthersulfone, Polyamine ...).

La colonisation des microplastiques a été suivie pendant une période de 21 jours en utilisant des approches complémentaires et intégratives pour caractériser les biofilms bactériens : une approche génétique pour identifier les différents taxa constituant les communautés, une approche globale de production bactérienne (estimation du carbone total), une approche biochimique pour explorer les métabolismes de la communauté (mesures des activités de protéolyse, de glycolyse - et d'hydrolyse des phosphomonoesters - activité phosphatase alcaline, APA), une approche microscopique (architecture du biofilm).

Il ressort de ces différentes études que l'architecture spatiale du biofilm et la production bactérienne diffère en fonction de la nature du polymère. La biocolonisation dépend non seulement de la nature de la surface du matériau, mais aussi des conditions environnementales. Suivant la saison l'état nutritif de l'environnement, et par conséquent la qualité et l'importance de la couverture algale mise en place sur les microplastiques, la communauté bactérienne fixée peut être beaucoup plus active (temps de génération : < 12h vs > 48h) et présenter des activités spécifiques d'hydrolyse des protéines et des glucides 2 à 3 fois plus élevées au printemps qu'à l'automne pour des biomasses bactériennes fixées 2 fois plus faibles.



L'utilisation d'échantillons dopés artificiellement afin de valider les méthodes de traitement et de détection de microplastiques

Rachid Dris ^{†}, Mathias Bochow ^{*}, Martin Löder ^{*}, Christian Laforsch ^{*}*

La quantification et caractérisation des microplastiques nécessitent plusieurs étapes présentant de multiples difficultés et induisant ainsi diverses incertitudes : i) contamination des échantillons par le matériel utilisé et l'air environnant ii) altération des microplastiques due à l'utilisation de traitements agressifs (acides forts, températures élevées, etc.) iii) perte de particules lors des séparations densimétriques ou lors des transferts d'échantillons iv) sous-estimation due aux limites techniques des méthodes spectroscopiques et à la qualité de la base de données spectrale employée. Il est nécessaire d'obtenir une meilleure connaissance de ces incertitudes afin d'améliorer les estimations des contaminations environnementales en microplastiques. De plus, au vu des différences des méthodes employées dans la littérature, ces incertitudes varient d'une étude à l'autre rendant les comparaisons impossibles. Les déterminer permettrais aussi d'aider à la prise de décision concernant la standardisation des méthodes.

Dans ce contexte, cette étude dans le cadre du projet BASEMAN financé par l'appel à projets JPI-OCANS, vise deux objectifs. Dans un premier temps, un kit de référence contenant des microplastiques standardisés a été élaboré. Dans un second temps, ce kit a été employé afin de doper des échantillons permettant ainsi de développer un protocole de traitement et d'analyse complet, valider ce dernier et estimer les incertitudes qui y sont associés.

Cinq polymères différents (PA, PE, PET, PS et PVC) ont été sélectionnés. Des fragments irréguliers ont été obtenus par broyage. Les poudres résultantes ont été tamisées afin de former trois classes de tailles différentes (1 mm, 100 μm et 20 μm). Le kit obtenu contient ainsi des polymères représentatifs de la contamination environnementale tout en couvrant un large spectre de densités. De plus, les trois classes de tailles présentent différents niveaux de difficultés analytiques.

Des échantillons de plancton, de biote et de sédiments ont été dopés à l'aide de ce kit de référence. Des méthodes de séparation densimétrique à l'aide de diverses solutions ont été testées. Les échantillons ont par la suite été traités à l'aide d'une purification enzymatique complète (Fenton, SDS, enzymes, H_2O_2). Pour finir, un IRTF monté d'un détecteur FPA a été utilisé afin d'effectuer une cartographie spectrale de l'échantillon et détecter les microplastiques. Un taux de recouvrement des particules a été calculé et un protocole final est proposé. Il a été démontré que ce dernier permet de détecter les particules de taille inférieure à 20 μm sans qu'un taux de recouvrement exact ne puisse être calculé. Concernant les classes de taille de 1 mm et 100 μm , des taux d'incertitude et de recouvrement des microplastiques ont été calculés afin de valider le protocole.

* Université de Bayreuth, Animal Ecology I et BayCEER, 95440 Bayreuth, Allemagne

† Université Paris-Est - Laboratoire eau environnement et systèmes urbains (LEESU) - 61, avenue du Général de Gaulle - 94010 Créteil cedex. France



Quelle longueur d'onde d'excitation Raman pour l'identification des microplastiques?

*Maria EL RAKWE¹, Flavie BONDU¹, Florence MAZEAS¹, Morgan TARDIVEL¹, Catherine DREANNO¹,
Chantal COMPERE², Florence PAU³, Julien ROUVILLAIN³, Emmanuel RINNERT⁴, Florent COLAS¹.*

L'identification des particules de microplastiques basée uniquement sur la microscopie optique peut entraîner une erreur d'identification et, selon la taille des particules, une surestimation ou une sous-estimation du nombre de particules. Cependant, l'identification par spectroscopie vibrationnelle des échantillons conduit à une attribution claire du type d'échantillon en déterminant sa composition chimique. Dans cet objectif, la spectroscopie Raman se révèle être une technique d'intérêt pour l'analyse des échantillons de microplastiques.

Pourtant, une des principales questions au moment d'une analyse Raman est : quelle est la longueur d'onde la plus appropriée pour l'analyse?

Dans la littérature, les longueurs d'onde d'excitation les plus couramment utilisées pour l'analyse des microplastiques sont : 532 nm et 785 nm, cependant il existe d'autres possibilités. Chaque longueur d'onde présentant des avantages et des inconvénients. La différence la plus évidente entre ces longueurs d'onde est liée à l'efficacité d'excitation. L'interférence du signal de fluorescence avec le signal Raman est un autre élément important. Cet aspect est souvent primordial quand l'efficacité d'excitation est importante. Un autre aspect à prendre en compte est l'absorption de l'énergie laser par l'échantillon. Cette absorption conduit à un échauffement de la particule étudiée susceptible de changer ses propriétés.

Pour trouver la longueur d'onde la mieux adaptée aux analyses des microplastiques, des mesures ont été effectuées avec 5 longueurs d'onde différentes (405 nm, 514 nm, 633 nm, 691 nm et 785 nm) à l'aide d'un micro-spectromètre LabRAM HR800 Raman (Horiba Scientific). La comparaison des résultats de ces analyses sera présentée et la longueur d'onde qui présente le meilleur compromis entre l'intensité du signal Raman, la sensibilité à la fluorescence et la plus petite absorption sera identifiée.

1) IFREMER, REM/RDT/LDCM
2) IFREMER, REM/RDT
3) Oxxius, Lannion, France
4) IFREMER, REM/GM/LCG



« Pêcheurs chercheurs » : Contribution des professionnels de la mer à l'étude et la prévention des déchets marins.

*Delphine Gambaiani**†, Sylvie Blangy‡, Gaëlle Darmon§, André Four**, Xavier Murard††, Jean-Baptiste Sénégas††, Claude Miaud§§*

Le Centre d'Etude et de Sauvegarde des Tortues Marines de Méditerranée (CESTMed) travaille depuis plus de 10 ans en collaboration avec des pêcheurs professionnels (chaluts et petits métiers) de la côte méditerranéenne française. Un climat de confiance s'est instauré entre ces acteurs : une vingtaine de pêcheurs signalent systématiquement leurs observations et les captures accidentelles de tortues marines au Réseau Tortues Marines de Méditerranée Française (RTMMF). Ainsi, sur la soixantaine d'individus accueillis au centre de soins chaque année, plus de 70 % proviennent de captures accidentelles. Les tortues marines récupérées par les pêcheurs professionnels sont étudiées dans le cadre de programmes scientifiques tels que MedSeaLitter (visant à étudier la pression des déchets marins sur les organismes) et INDICIT-II (visant à utiliser la tortue marine comme indicateur des déchets marins). Les déchets marins contenus dans le tractus digestif des animaux morts et dans les fèces des animaux vivants révèlent les impacts sur la faune. Aujourd'hui, la collaboration entre les scientifiques et pêcheurs professionnels s'est renforcée. Leur soutien technique et logistique est devenu incontournable dans certains travaux de recherche sur les déchets marins : construction de lignes de déchets pour étudier la probabilité de détection des déchets flottants ; immersion de déchets en mer pour tester le rôle de l'olfaction et de la vue dans l'ingestion de déchets par les tortues marines ; caractérisation des engins de pêche abandonnés en mer, identification des espèces indicatrices pertinentes pour évaluer les impacts spécifiques des micro (<5 mm) et macro-déchets, etc.. Enfin, motivé par ces collaborations fructueuses, un programme de Recherche Action Participative visant à tester l'utilisation des engins de pêche (filets maillants, pots à poulpes, chaluts) comme outils de surveillance des déchets marins a récemment été co-construit entre pêcheurs et scientifiques. En échange de leur implication, les pêcheurs ont demandé à travailler sur un programme de (re) valorisation des métiers de la pêche en collaboration avec l'école des Stes Marie de la mer qui se traduira par la co-production de documents de communication sur les métiers et de vulgarisation des résultats scientifiques mis à disposition du grand public.

Ces travaux de collaboration montrent que les pêcheurs peuvent être de véritables sentinelles de la mer, faisant bénéficier d'une expertise et d'un savoir précieux pour la recherche.

* Centre d'Etude et de Sauvegarde des Tortues Marines de Méditerranée (CESTMed), avenue du Palais de la Mer, 30240 Le Grau du Roi, France

† PSL Research University, CEFE UMR 5175, CNRS, Université de Montpellier, Université Paul-Valéry Montpellier, EPHE, Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France

‡ PSL Research University, CEFE UMR 5175, CNRS, Université de Montpellier, Université Paul-Valéry Montpellier, EPHE, Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France

§ PSL Research University, CEFE UMR 5175, CNRS, Université de Montpellier, Université Paul-Valéry Montpellier, EPHE, Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France

** Association Développement Durable Ecologie Camargue (ADDEC), 7 rue des Montilles, 13460 Les Saintes Maries de la Mer, France

†† Institut Marin du Seaquarium, ReSeaclons, avenue du Palais de la Mer, 30240 Le Grau du Roi

‡‡ Centre d'Etude et de Sauvegarde des Tortues Marines de Méditerranée (CESTMed), avenue du Palais de la Mer, 30240 Le Grau du Roi, France

§§ PSL Research University, CEFE UMR 5175, CNRS, Université de Montpellier, Université Paul-Valéry Montpellier, EPHE, Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France



Additifs hydrophile pour revêtement amphiphile à visée anti-salissures

Guillaume GILLET, Fabrice AZEMAR*, Fabienne FAÏ*, Karine RÉHEL*, Isabelle LINOSSIER**

Contexte

L'immersion d'une surface artificielle dans l'eau de mer provoque sa colonisation spontanée par une grande variété de microorganismes et macroorganismes qui vont adhérer à la surface, il s'agit du « biofouling » [1,2]. Dans les cas des surfaces de bateaux, les bio-salissures entraînent une augmentation de la résistance à la friction de la coque causant une perte de vitesse, de manœuvrabilité des navires et de durabilité des matériaux (corrosion). Les conséquences financières peuvent être estimées à plusieurs milliards de dollars par an en comprenant l'augmentation de la consommation de carburant des bateaux, l'entretien des coques, le nettoyage et la réparation des surfaces [3]. Les conséquences écologiques ne sont pas négligeables avec d'une part l'émission de gaz dans l'atmosphère et d'autre part la dissémination voire la prolifération d'espèce invasives (moule zébrée par exemple). Il est donc nécessaire d'utiliser des revêtements adaptés possédant des propriétés « antifouling » ou anti-salissures. Il existe deux principales approches pour les revêtements antifouling : les revêtements antifouling à libération de biocides, et les revêtements « fouling release ». La première approche utilise des composés à effets biocides qui vont être libérés à la surface du revêtement au contact des organismes adhérents par diffusion ou érodibilité de la matrice. Ces revêtements, bien qu'efficaces et relativement durables, présentent une certaine toxicité pour l'environnement et la réglementation peut, à terme, en limiter l'usage. La deuxième approche n'utilise pas de biocides, elle réduit les forces d'adhésion des organismes à la surface. Une fois celle-ci soumise à un stress hydrodynamique, causé par son mouvement dans l'eau, le détachement des salissures est facilité. Son principal avantage est qu'elle n'utilise pas de biocides dont l'accumulation en milieux marins peut être nuisible mais elle présente des lacunes en terme d'efficacité en conditions statique et sur la durée.

Etude

Dans ce cadre, des études antérieures [4,5] ont montré que les surfaces amphiphiles étaient particulièrement efficaces pour inhiber la bio-adhésion des microorganismes (bactéries, micro-algues). Le caractère amphiphile est obtenu par ajout d'une partie hydrophile dans une matrice silicone hydrophobe réticulée. Néanmoins, leur incompatibilité chimique mène à la libération de ces composés (polymères, additifs, huiles, produits non réticulés) et leur bioaccumulation est une menace pour l'environnement. Le but de cette étude est de déterminer les paramètres clés permettant d'améliorer



la miscibilité, l'homogénéité et enfin l'efficacité antifouling de différents additifs hydrophiles. Plusieurs méthodes de caractérisation physico-chimiques (MEB, Goniomètre, RMN, extractions) et biologiques (immersion in situ, adhésion de microorganismes in vitro) ont été pratiquées sur un échantillonnage d'additifs synthétisés au laboratoire. La Microscopie Electronique à balayage permet d'obtenir des informations sur l'homogénéité et donc indirectement la compatibilité de l'additif et la viabilité du film. La mesure de l'angle de contact permet d'évaluer l'accessibilité de l'additif à la surface par réorganisation du revêtement. La Résonance Magnétique Nucléaire est utilisée pour la caractérisation des additifs polymères. L'extraction par Soxhlet permet de caractériser la réticulation des films. Les tests biologiques, notamment l'immersion in situ, permet d'observer l'efficacité antifouling des films. Les tests d'adhésion in vitro permettent de tester les effets de chaque additif sur une espèce de microorganisme. Le but de cette étude est d'évaluer la meilleure structure et donc le meilleur candidat pour un revêtement fouling release efficace.

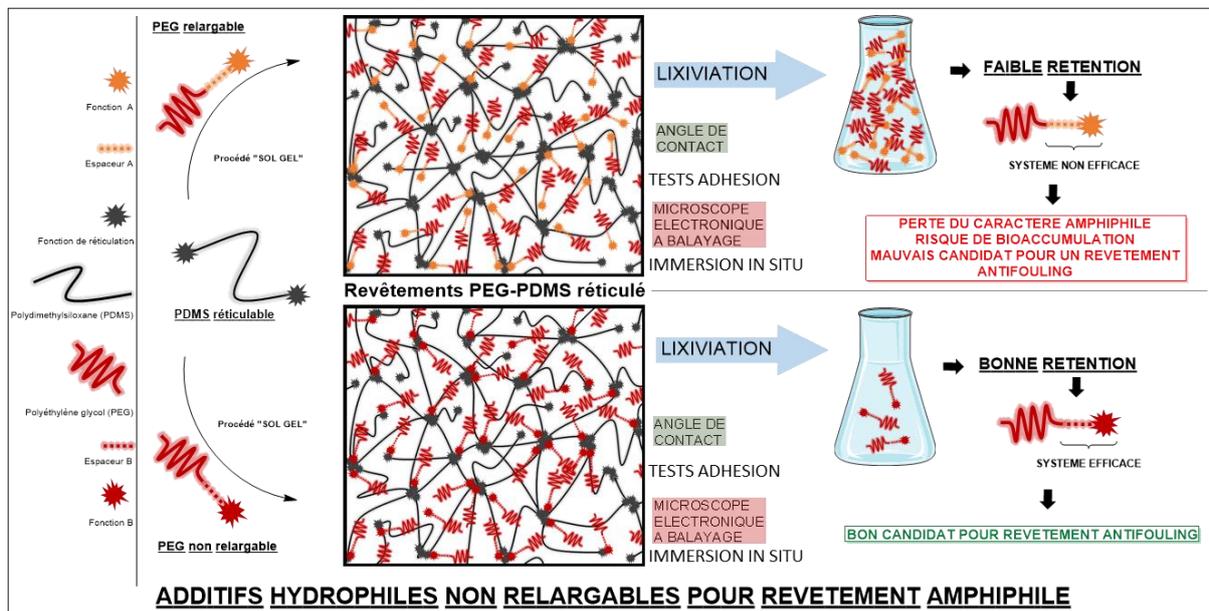


Figure 1 : Schéma de la composition des films étudiés et de la structure du réseau

Références

1. Abarzua, S. & Jakubowski, S. 1995. Biotechnological investigation for the prevention of biofouling. I. Biological and biochemical principles for the prevention of biofouling. Mar. Ecol. Prog. Ser. 123, 301–312 .<https://doi.org/10.1515/BOT.1999.05>
2. Nurioglu, A. G., Esteves, A. C. C. & With, G. de. 2015. Non-toxic, non-biocide-release antifouling coatings based on molecular structure design for marine applications. J. Mater. Chem. B 3, 6547–6570 <https://doi.org/10.1039/c5tb00232>



3. Maréchal, J.-P. & Hellio, C. 2009. Challenges for the Development of New Non-Toxic Antifouling Solutions. *Int. J. Mol. Sci.* 10, 4623–4637. <https://doi.org/10.3390/ijms10114623>

4. Camós Noguera, A.; Olsen, S.M.; Hvilsted, S.; Kiil, S. 2017. Field Study of the Long-Term Release of BlockCopolymers from Fouling-Release Coatings. *Prog. Org. Coat.*, 112, 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2017.07.001>

5. Murthy, R.; Cox, C.D.; Hahn, M.S.; Grunlan, M.A. 2007. Protein-Resistant Silicones: Incorporation of Poly(ethyleneoxide) via Siloxane Tethers. *Biomacromolecules* 8, 3244–3252. <https://doi.org/10.1021/bm700543c>



Plastisphère des eaux continentales

Angel Guardia^{*}, Anne Moné[§], Agnes Vellet[§]
Anne-Marie Delort^{*}, Didier Debroas[§], Boris Eyheraguibel^{*}

Les plastiques représentent une source de pollution considérable et leur étude est devenue un enjeu de société majeur. De par leur omniprésence, les polymères impactent toute la chaîne trophique et la compréhension de leur dynamique de dégradation abiotique ou biotique est devenue une priorité. De nombreux travaux se concentrent sur leur devenir et leur colonisation par les microorganismes en milieu marin (i.e. gyres) (Debroas et al., 2017; Dussud et al., 2018; Zettler et al., 2013) mais, paradoxalement, leur dynamique de dégradation dans les milieux d'eau douce n'a été que rarement étudiée. Nous avons donc initié une analyse globale des processus de colonisation et dégradation des plastiques dans un écosystème lacustre

Une expérimentation en milieu naturel a été réalisée pour étudier de façon temporelle la formation du biofilm à la surface de film de polyéthylène et l'impact de ce biofilm sur la structure du polymère. Les substrats plastiques ont été placés, dans des sacs à maille fine (0.5 mm), dans la zone euphotique (1,5 m) d'un écosystème lacustre (Aydat, Puy de dôme) et prélevés après 7, 60 et 120 jours d'incubation. Deux types de plastique présentant des niveaux de vieillissement différents (non vieilli et vieilli artificiellement par thermo et photochimie) ont été utilisés et des contrôles de formation du biofilm sur des supports présents naturellement dans le lac et des prélèvements des microorganismes planctoniques ont été réalisés à chaque temps de collecte.

La caractérisation de l'état d'oxydation des films avant et après incubation a été réalisée par spectroscopie FTIR et les changements de propriétés de surface (hydrophobie/hydrophilie) ont été évalués par mesure de l'angle de contact. Les communautés microbiennes totales (ADN) et actives (ARN) ont été déterminées par séquençage haut-débit du gène codant pour l'ARN 16S et 18S (région V4).

Les résultats obtenus permettront de décrire pour la première fois la biodiversité et l'activité de la plastisphère dans les eaux d'un lac et seront comparés avec celles présentés dans la littérature sur les biofilms marins.

Références

- Debroas, D., Mone, A., Ter Halle, A., 2017. Plastics in the North Atlantic garbage patch: A boat-microbe for hitchhikers and plastic degraders. *Sci. Total Environ.* 599–600, 1222–1232. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.059>
- Dussud, C., Meistertzheim, A., Hudec, C., Pujon-Pay, M., Conan, P., George, M., Fabre, P., Higgs, P., Eyheraguibel, B., Delort, A., Bruzard, S., Ghiglione, J., 2018. Colonization of conventional and degradable plastics by marine microorganisms. *Mar. Pollut. Bull.* 9, 1–13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01571>
- Zettler, E., Mincer, T., Amaral-Zettler, L., 2013. Life in the Plastisphere: microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7137.

^{*} Institut de Chimie de Clermont Ferrand- UMR 6296 - CNRS - Université Clermont Auvergne - Sigma, Clermont Ferrand

[§] Laboratoire Microorganismes : Génome et Environnement – UMR CNRS 6023- Clermont-Ferrand



Contamination de deux espèces biologiques de l'estuaire de la Seine en micro-plastiques

Marie-Pierre Halm*, Tiphaine Motus*, Nathan Chauvel*, Frank Maheux*, Benjamin Simon*, Aline Gangnery*

Les macro-plastiques (de taille supérieure à 5000 μm) et micro-plastiques (50 - 5000 μm - MPs) représentent 75 % des déchets littoraux et marins. Cette pollution est ubiquitaire et due à notre utilisation massive et quotidienne de matières plastiques. L'estuaire de la Seine est susceptible d'être fortement contaminé par les MPs tant les pressions urbaines y sont fortes et les activités portuaires et industrielles nombreuses, en son sein comme en amont. Cette pollution constitue une menace supplémentaire pour cet estuaire, particulièrement sensible d'un point de vue écologique et assurant notamment une fonction de nourricerie pour de nombreuses espèces halieutiques. Il représente donc un site d'étude emblématique. Peu de travaux ont été menés sur la contamination des estuaires par les MPs et le projet Plastic Seine est le premier qui vise à évaluer la contamination des compartiments abiotiques et biotiques de l'estuaire de la Seine. Dans ce cadre, le laboratoire Environnement Ressources de Normandie a mené plusieurs campagnes de terrain afin d'apporter des éléments de réponses quant à cette contamination. Des échantillonnages de moules, *Mytilus edulis*, et de soles juvéniles, *Solea solea*, ont été réalisés en différents sites de l'estuaire, en 2017 et 2018. Après une première phase d'adaptation des protocoles de digestion à ces différentes matrices, les MPs ont été caractérisés et dénombrés en microscopie. Les premiers résultats montrent une large majorité de fibres (~95 %) quelle que soit la matrice biologique. Pour 60 % des MPs observés, leur taille est inférieure à 500 μm . Pour les moules, la contamination est de l'ordre de 1,3-1,5 MP/g de chair contre respectivement 16,3 et 2,9 MP/g de système digestif pour les soles des cohortes G0 et G1.

* Ifremer, Laboratoire Environnement Ressources de Normandie, 14 520 PORT EN BESSIN



UTILISATION DES OUTILS « OMICS » POUR CARACTERISER LA biodegradation des plastiques en mer

Auteurs : JACQUIN Justine¹, BARBE Valérie², MEISTERTZHEIM Anne-Leila^{1,3}, CHENG Jingguang¹, PANDIN Caroline¹, ODOBEL Charlene¹, PUJO-PAY Mireille¹, CONAN Pascal¹, GHIGLIONE Jean-François¹

Introduction

L'accumulation des plastiques dans les océans représente une pollution d'envergure mondiale. Cette pollution entraîne des conséquences sanitaires, environnementales et financières dramatique. Dans une revue récente, nous avons énuméré les différentes espèces bactériennes identifiées pour leur capacité à biodégrader des polymères de différentes compositions (Jacquin et al. sous presse). Cependant, les mécanismes moléculaires de biodegradation des polymères ne sont pas bien documentés ou encore inconnus à ce jour.

Dans un premier temps, nous avons identifié une nouvelle souche bactérienne isolée à partir d'un consortium bactérien colonisant un polymère biodégradable, le Poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalérate (PHBV) de la famille des polyhydroxyalcanoates (PHA). Nous allons étudier les gènes de dégradation par une approche de génomique et de transcriptomique, lorsque cette souche n'a que le polymère comme source de carbone et d'énergie pour mieux comprendre toutes les étapes aboutissant à la minéralisation complète du polymère (transformation finale en CO₂). Dans un second temps, nous identifierons les gènes impliqués dans la dégradation du PHBV à partir de communautés naturelles complexes, en utilisant la métagénomique et la métatranscriptomique. Le couplage de ces outils OMICs à nos tests de microbiologiques permettront de valider cette approche pour l'extrapoler à d'autres types de polymères.

- (1) CNRS, Sorbonne Universités, UMR 7621, Laboratoire d'Océanographie Microbienne, Observatoire Océanologique de Banyuls, France
- (2) Commissariat à l'Énergie Atomique et aux Énergies Alternatives, Genoscope, Institut de biologie François-Jacob, 2 Rue Gaston Crémieux, 91000 Evry, France
- (3) SAS Plastic@Sea, CNRS, Sorbonne Universités, UMR 7621, Laboratoire d'Océanographie Microbienne, Observatoire Océanologique de Banyuls, France



Contamination du milieu marin par le polystyrène expansé : caractérisation chimique et identification des additifs.

Ronan Jézéquel, Fleurine Akoueson, Camille Lacroix, Justine Receveur et Loïc Kerambrun¹,

Abstract

Du fait de ses propriétés isolantes et mécaniques, le polystyrène expansé (PSE) est un matériau utilisé en grande quantité dans de nombreux secteurs. Il fait ainsi partie des 6 polymères les plus produits et utilisés dans le monde (Kwon et al., 2015). Le polystyrène expansé devient une source majeure de déchet plastique dans les océans, impactant sous plusieurs aspects l'environnement marin. L'un d'eux : l'impact chimique. En effet, les propriétés tant recherchées du polystyrène expansé sont en grande partie dues aux additifs qui y sont ajoutés lors de sa conception (OCDE, 2015). Ces composés, susceptibles d'être relargués dans l'environnement, sont pour la plupart des polluants organiques persistants. Ces polymères plastiques, ont également la capacité d'adsorber des polluants hydrophobes à leur surfaces, causant leur dissémination (Gauquie et al., 2015). Ils peuvent dès lors impacter les organismes vivants.

Le projet Européen OceanWise (2018 – 2020), dans lequel le CEDRE intervient, vise à établir des mesures pour réduire l'impact du polystyrène expansé dans l'Atlantique Nord-Est. Une des actions majeure porte sur l'évaluation et la comparaison des potentiels impacts et écotoxicités du polystyrène expansé et de ses alternatives.

Pour ce faire, la première partie du projet s'est portée sur une caractérisation de différents types de PSE neufs (caisse à Poisson, plaque isolante, barquette alimentaire, ...). Des analyses par GC/MS (chromatographie en phase gazeuse avec une détection par spectrométrie de masse) ont eu pour objectif d'identifier et quantifier les additifs (TD-GC/MS) puis de caractériser ces PSE par pyrolyse (pyr-GC/MS). En parallèle, des analyses de lixiviats ont été réalisés afin d'évaluer la capacité des PSE à relarguer des additifs en cas de séjour prolongé dans l'eau.

Références

- Gauquie, J., Devriese, L., Robbens, J., De Witte, B., 2015. A qualitative screening and quantitative measurement of organic contaminants on different types of marine plastic debris. *Chemosphere* 138, 348–356. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.029>
- Kwon, B.G., Koizumi, K., Chung, S.-Y., Kodera, Y., Kim, J.-O., Saito, K., 2015. Global styrene oligomers monitoring as new chemical contamination from polystyrene plastic marine pollution. *Journal of Hazardous Materials* 300, 359–367. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.039>
- OCDE, 2015. Science, technologie et industrie : Perspectives de l'OCDE 2014, Éditions OCDE, Paris. http://dx.doi.org/10.1787/sti_outlook-2014-fr

¹ Centre de Documentation, de Recherche et d'Expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux



Evaluation de la toxicité du mégot de cigarette à l'aide du test Microtox©

Camille Lacroix, Aurore Zéler, Ronan Jézéquel, Justine Receveur et Loïc Kerambrunc*,

On estime que 4,5 milliards de mégots sont jetés annuellement dans l'environnement (Novotny et al., 2014). Une part non négligeable de ces mégots est retrouvée dans le milieu marin, en particulier sur les plages. Les mégots, constitués d'un filtre développé dans le but d'absorber une partie des composés présents dans la fumée de cigarette, sont susceptibles de relarguer des substances toxiques dans l'environnement. Des études récentes mettent d'ailleurs en évidence une forte toxicité des mégots vis-à-vis d'espèces terrestres et d'eau douce (INERIS, 2017). Dans ce contexte, cette étude qui s'inscrit dans le cadre du projet Interreg Zone Atlantique « CleanAtlantic » (2017-2020), a pour objectif d'évaluer l'impact potentiel du mégot de cigarette sur le milieu marin. Pour ce faire, des cigarettes ont été fumées artificiellement à l'aide d'un dispositif développé spécialement, en se basant sur la norme ISO 3308 qui concerne les machines à fumer analytiques de routine pour cigarette. Des lixiviats ont ensuite été préparés dans de l'eau de mer et leur toxicité a été évaluée sur la bactérie marine *Vibrio fischeri* à l'aide du test Microtox©. Trois marques de cigarette présentant des niveaux de goudron, de nicotine et de ventilation différents ont été sélectionnées et comparées. La toxicité des lixiviats a été évaluée en fonction du temps de lixiviation, sur des mégots testés juste après fumage et après séjour dans l'environnement. Cette étude qui s'inscrit dans le périmètre de l'action 48 du plan d'action régional « déchets marins » de la Convention OSPAR, apporte de nouvelles connaissances nécessaires à la mise en place de mesures de prévention et de gestion adaptées à ce déchet ubiquitaire.

Références

- Novotny, T.E., Slaughter, E., 2014. Tobacco Product Waste: An Environmental Approach to Reduce Tobacco Consumption. *Current Environmental Health Reports* 1 (3), pp 208–216. <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0016-x>.
- INERIS, 2017. Etude des filières de collecte et de traitement des mégots de cigarettes. Rapport D'étude INERIS-DRC-17-162405-01313C

* Centre de Documentation, de Recherche et d'Expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux



Suivi mensuel des échouages de microplastiques (1 - 5 mm) sur trois plages du Bassin d'Arcachon.

Lefebvre Charlotte^{1,2}, Clérandeau Christelle¹, Villette Sandrine², Perdriat Quentin¹, Morin Bénédicte¹, Lecomte Sophie², Cachot Jérôme¹

Introduction

Depuis une dizaine d'années, un nombre croissant d'études décrit la présence de microplastiques (MP) dans tous les compartiments marins. Ces particules plastiques de moins de 5 mm soulèvent aujourd'hui des enjeux environnementaux, économiques et sociétaux importants.

Au cours d'études préliminaires, la présence notable de MP primaires sous forme de granulés industriels, appelés aussi « larmes de sirène », a été détectée sur certaines plages du Bassin d'Arcachon. Dans le cadre du projet ARPLASTIC, un protocole a été mis en place pour effectuer un suivi mensuel de ces granulés industriels ainsi que des MP se déposant sur les plages et mesurant entre 1 et 5 mm, ceci dans le but d'estimer l'échouage quotidien de MP piégés dans la ligne de rivage après une marée haute.

Chaque mois, trois plages situées à l'extérieur, à l'entrée et au fond du Bassin d'Arcachon sont échantillonnées depuis décembre 2018. Elles sont décrites par un gradient d'exposition décroissant aux courants océaniques et un gradient croissant aux apports continentaux. Pour chaque site, quatre prélèvements sont effectués le long d'un transect de 100 m à l'aide de quadrats de 50 cm² (i.e. tous les 25 m). Les particules détectées dans ces quadrats sont récupérées à l'aide de pinces, puis, sous loupe binoculaire, une description morphologique des MP est établie en accord avec l'indicateur 10 de la DCSMM. Cette première caractérisation permet de documenter la taille, la forme, la couleur ou encore la rugosité de chaque MP collecté. En complément, une analyse par spectroscopie infrarouge à transformation de Fourier permet d'identifier le type de polymère sur une fraction représentative de chaque catégorie de MP.

Cette étude effectuée *a minima* sur une année permettra l'obtention de données issues d'un suivi régulier, décrivant la part de microplastiques primaires et secondaires ainsi que la contribution des apports océaniques et continentaux sur les plages d'un système lagunaire mesotidale.

Mots-clefs : microplastiques, échouage, ligne de rivage, Arcachon, IRTF

¹ EPOC, UMR CNRS 5805, Université de Bordeaux, 33600 Pessac, France

² CBMN, UMR CNRS 5248, Université de Bordeaux, 33600, Pessac, France



Micro(nano)plastiques et contaminants chimiques dans l'alimentation : quelles transformations physico-chimiques et quelles conséquences toxicologiques sur les barrières intestinale et placentaire, et la sphère hépatique ?

- Un exemple de réalisation à l'INRA -

Muriel Mercier-Bonin*

Introduction

La production mondiale de plastiques a considérablement augmenté au fil des décennies, avec la démonstration d'une ingestion généralisée par les organismes marins et d'une accumulation dans certains tissus spécifiques, offrant la possibilité de transfert dans la chaîne alimentaire. La population

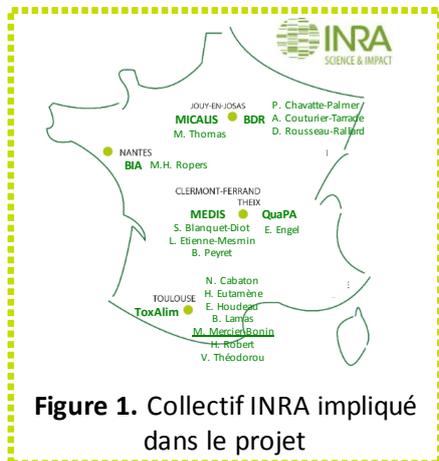


Figure 1. Collectif INRA impliqué dans le projet

humaine peut alors être exposée par l'environnement et/ou au travers de son alimentation. Contrairement aux avancées déjà réalisées en écotoxicologie, la problématique autour de la toxicité des micro(nano)plastiques de l'alimentation constitue à ce jour une véritable *terra incognita*, même si cette thématique apparaît désormais dans les appels nationaux (AAPG-ANR 2019, APR-ANSES 2019 PNR EST) et européens (SC1-BHC-36-2020). Dans ce cadre, le projet INRA, positionné à l'interface Santé/Environnement, a pour ambition, en mobilisant un collectif dédié (Figure 1), de répondre aux enjeux actuels de sécurité sanitaire des aliments en apportant, pour la première fois dans la communauté scientifique française, des connaissances sur ces contaminants émergents.

Hypothèses de travail, objets d'étude et démarche expérimentale

Les hypothèses du projet sont les suivantes : (i) en raison de notre alimentation et de notre environnement, il existe une exposition, par ingestion, à plusieurs formes de micro- et nano-plastiques dont la toxicité sur la sphère intestinale n'a pas été évaluée, (ii) des interrelations, à ce jour jamais abordées ou de manière parcellaire, peuvent s'instaurer entre ces différentes formes, la fonction barrière de l'intestin *via* le triptyque épithélium/mucus/microbiote, et le système immunitaire, (iii) en cas de franchissement intestinal, la sphère hépatique est aussi affectée par les micro(nano)plastiques, (iv) de même, d'autres barrières épithéliales systémiques, comme celle du placenta au cours de la gestation, peuvent être altérées, conduisant à des défauts de croissance et de développement foetal et (v) les conséquences toxicologiques sont susceptibles d'être modulées par l'affinité des contaminants chimiques (ex. polychlorobiphényles (PCB), composés perfluorés (acide perfluorooctanoïque ou PFOA)) pour les micro(nano)plastiques. Dans ce contexte, l'objectif du projet est d'explorer, dans une étude prospective, les effets d'une exposition orale aux micro(nano)plastiques, chez la souris, sur la sphère intestinale et, plus particulièrement, sur la fonction barrière de l'intestin dans l'axe élargi épithélium/mucus/microbiote/système immunitaire et sur la barrière placentaire, agent programmeur du phénotype de la descendance, au cours de la gestation. L'impact sur des fonctionnalités clés du foie sera également appréhendé. En raison de leur

* Toxalim (Research Centre in Food Toxicology), Université de Toulouse, INRA, ENVT, INP-Purpan, UPS, Toulouse, France



utilisation massive dans la production de plastiques et de leur large dissémination dans l'environnement, nous avons choisi de nous focaliser sur les microplastiques de polyéthylène, intentionnellement contaminés ou non par les polluants d'intérêt (PCB ou PFOA). L'extrapolation à l'Homme est également prévue par le déploiement d'approches *in vitro* (cellules épithéliales intestinales, digesteurs instrumentés mimant les parties hautes du tractus gastro-intestinal, modèles de l'environnement colique humain intégrant le microbiote résident). Grâce à cette étude, nous pourrons, plus particulièrement, établir les caractéristiques physico-chimiques des formes plastiques consommées puis digérées, notamment en termes de changement d'échelle micro/nano, ainsi qu'évaluer leur impact sur la structure et l'activité fermentaire du microbiote intestinal humain.

Conclusion

Le projet INRA permettra d'identifier dans un continuum *in vitro-in vivo* des indicateurs de dysfonctionnement liés à l'exposition orale aux micro(nano)plastiques (dysbiose du microbiote intestinal, rupture de la fonction barrière intestinale, anomalie des flux sanguins placentaires et du transfert de nutriments, perturbations de la croissance et du développement fœtal, altération de la réponse immunitaire, modulation des enzymes hépatiques du métabolisme des xénobiotiques) et de révéler la potentialisation/exacerbation des effets toxicologiques sous stress alimentaire conjoint micro(nano)plastiques et contaminants chimiques.



Compréhension des effets de l'exposition solaire sur les déchets plastiques : interactions avec les polluants organiques persistants et les microorganismes

Maria Masry^{}, Stéphanie Rossignol^{*}, Pascal Wong-Wah-Chung^{*}, Pierre Doumenq^{*}, Pierre-Olivier Bussière[†], Sandrine Thérias[†], Jean-Luc Gardette[†], Boris Eyheraguibel[†]*

Introduction

Aujourd'hui, l'accumulation de débris plastiques dans les milieux aquatiques naturels est l'une des problématiques environnementales majeures du fait de leur présence dans de nombreux compartiments (Ivar do Sul et al., 2014 ; Li et al., 2016), de leur persistance et des connaissances limitées de leurs impacts sur les écosystèmes. Néanmoins, il a été clairement établi que ces débris marins peuvent se fragmenter au cours de leur transport (Ter Halle et al., 2016). Par ailleurs, ces débris contiennent de nombreux polluants organiques persistants (POP) qui peuvent être assimilés par des organismes vivants après ingestion (Laver et al., 2014 ; Cole et al., 2013 ; Rochman et al., 2015 ; Rios et al., 2014 ; Hirai et al., 2011), et ils sont souvent colonisés par de nombreux microorganismes (Zettler et al., 2013). Dans ce contexte, de nombreuses questions restent largement sans réponse, notamment sur la forte variabilité des composés organiques détectés dans les microplastiques, les paramètres influençant la dégradation et la fragmentation des déchets plastiques et les interactions biologiques des microorganismes avec ces déchets.

De ce fait, un récent projet a émergé avec pour but d'étudier le devenir et les impacts des débris plastiques marins contenant des POP et exposés à la lumière solaire. Ce projet s'intéresse à l'évolution des propriétés de sorption des plastiques vis-à-vis des POP au cours de leur vieillissement photochimique, à l'impact de l'adsorption de polluants sur la photo-dégradation des plastiques et aux interactions des microorganismes avec ces déchets plastiques teneurs variables en POP à la suite du vieillissement photochimique.

Dans une première approche, l'adsorption/désorption d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) a été envisagée. Cette étude a débuté sur des films de polyéthylène (PE) d'épaisseur inférieure à 200 μm , mis en forme par thermo-pressage, avec trois formulations différentes proches de formulations commerciales : 1) PE sans additifs, 2) PE avec additifs (un antioxydant et un anti-UV) et 3) PE avec les mêmes additifs et une charge minérale.

La sorption de 4 HAP (phénanthrène, fluoranthène, benzo(a)anthracène et benzo(a)pyrène) représentatifs de HAP légers et lourds fréquemment détectés dans les déchets plastiques est en cours d'évaluation à des concentrations environnementales, variables et connues (quelques dizaines à milliers de ng/g). Le temps de diffusion des HAP sur l'épaisseur des films est estimé entre 3 heures et 7 jours (selon les coefficients de diffusion (Rusina et al., 2010) et l'épaisseur du film) et est vérifié expérimentalement par un suivi de la cinétique de sorption. Cette étape permettra également de déterminer les coefficients de distribution PE/eau en faisant les suivis des concentrations en HAP dans le PE ainsi que dans l'eau. Des résultats préliminaires ont montré l'influence significative de la formulation du PE sur la sorption des HAP avec une moindre adsorption des HAP (moyenne d'environ 25%) sur les films de PE contenant la charge minérale par rapport aux deux autres formulations.

En parallèle, des films de PE ont été vieillis photochimiquement (enceinte de photo-vieillessement artificiel accéléré SEPAP 12/24), et la sorption des HAP est en cours d'évaluation pour différents taux d'oxydation. De plus, la cinétique de photo-dégradation et les propriétés physicochimiques du PE sont en cours d'étude. Cette démarche permettra de déterminer l'influence

^{*} Aix-Marseille Univ, CNRS, LCE, UMR 7376, Marseille

[†] Université Clermont Auvergne, CNRS, Sigma Clermont, ICCF, UMR 6296 F-63000 Clermont-Ferrand



de la formulation du polymère et de sa dégradation sur la sorption des polluants organiques. Les résultats préliminaires ont montré l'influence significative de la formulation sur la cinétique de dégradation du PE avec une augmentation variable de la bande autour de 1712 cm^{-1} , associée aux produits d'oxydation : effet stabilisant des additifs et pro dégradant de la charge minérale. D'autre part, pour caractériser l'effet des polluants organiques adsorbés sur la dégradation, des films de PE dopés en HAP sont en cours d'irradiation et leur cinétique d'oxydation sera comparée à celle des films de PE non dopé.

Dans un second temps, l'impact écotoxicologique du PE dopé en HAP à différents taux de photooxydation sera évalué sur des communautés microbiennes incubées en présence de plastiques. Ces travaux devraient nous permettre d'accéder à l'impact de l'adsorption de polluants organiques sur la colonisation des déchets plastiques et/ou leur biodégradation, en fonction également de leur taux de photo-vieillessement.

Références

- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ Sci Technol* 47, 6646. <https://doi:10.1021/es400663f>
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E.R., Farrington, J.W., Reddy, C.M., Peacock, E.E., Ward, M.W., 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar Pollut Bull* 62, 1683. <https://doi:10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environ Pollut* 185, 352. <https://doi:10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Lavers, J.F., Bond, A.L., Hutton, I., 2014. Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environ Pollut* 187, 124. <https://doi:10.1016/j.envpol.2013.12.020>
- Li, W.C., Tse, H.F., Fok, L., 2016. Plastic waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effect. *Sci Total Environ* 566-567, 333. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R., 2014. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar Pollut Bull* 54, 1230. <https://doi:10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>
- Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., The, F.C., Werorilangi, S., The, S.J., 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption, *Nature Scientific Reports*, <https://doi:10.1038/srep14340>.
- Rusina, T.P., Smedes, F., Klanavo, J., 2010. Diffusion coefficients of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in polydimethylsiloxane and low-density polyethylene polymers. *J Appli Polym Sci*, 116, 1803. <https://doi.org/10.1002/app.31704>
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perez, E., 2016. Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environ Sci Technol*, 11, 5668. <https://doi:10.1021/acs.est.6b00594>
- Zettler, E.R., Mincer, T.J., Linda A. Amaral-Zettler, A., 2013. Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environ Sci Technol*, 13, 7137. <https://doi:10.1021/es401288x>



Les macrodéchets plastiques : puits de HAP dans le bassin de rétention sud du pont de Cheviré (Nantes) ?

Samuel Mounianman¹, Laurence Poirier¹, Fabienne Lagarde², Nam Ngoc Phuong¹, Lionel Martinet³, Béatrice Béchet³, Aurore Zalouk-Vergnoux¹

Introduction

Les ouvrages de gestion des eaux pluviales reçoivent les eaux de ruissellement des réseaux routiers, chargées en macrodéchets et en polluants divers. Les eaux et les sédiments des bassins de rétention peuvent présenter des niveaux de contamination en polluants organiques relativement élevés, notamment en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). En effet, les composés de cette famille de polluants organiques sont produits par des phénomènes de combustion. Ils se retrouvent notamment libérés dans l'environnement par les moyens de transport. Les matières plastiques étant susceptibles de sorber des composés organiques, des mesures de HAP ont été réalisées sur des macrodéchets collectés autour ou à l'intérieur du bassin de rétention ainsi que dans les sédiments du bassin de manière à mettre en évidence si les déchets plastiques sont sources ou puits de HAP.

Matériel et méthodes

La zone d'étude est le bassin de rétention-infiltration des eaux de ruissellement de la partie sud du pont de Cheviré. Il représente une superficie d'environ 800 m². Ce bassin comporte une surverse vers la Loire mais qui fonctionne rarement car il ne possède pas de membrane imperméable au fond. Les eaux recueillies durant les événements pluvieux ou lors d'accidents sur le pont (cas de citernes percées) s'infiltrent en quelques jours et le bassin se retrouve à sec.

Une campagne de prélèvement a été réalisée au mois de février 2018. Afin de mettre en évidence un potentiel effet de la distance à l'émissaire des eaux sur la contamination sédimentaire en HAP, trois zones ont été définies au niveau du bassin de rétention : une zone au niveau de l'émissaire (CH1), une zone intermédiaire (CH2) et une dernière zone la plus éloignée de l'émissaire (CH3). Après lyophilisation et tamisage à 2 mm, les sédiments superficiels collectés ont subi une extraction par ASE avec un mélange acétone/dichlorométhane/hexane. Les déchets plastiques collectés autour ou à l'intérieur du bassin de rétention ont également subi une extraction au mélange hexane/dichlorométhane. Puis, 14 des 16 HAP listés ont été analysés dans les différents extraits par chromatographie liquide haute performance couplée à un détecteur de fluorescence.

Résultats et discussion

Teneurs en HAP des sédiments du bassin de rétention

La concentration totale en 14 HAP des échantillons de sédiment varie de manière significative en fonction de la zone d'étude considérée. Les 2 zones les plus contaminées, avec des concentrations supérieures à 1200 ng/g de sédiment sec, sont CH1 et CH2. Ces concentrations sont significativement plus élevées que celle de CH3 (734 ng/g de sédiment sec). Les HAP retrouvés sont pour moitié des

¹ Laboratoire Mer, Molécules, Santé (MMS, EA 2160), Université de Nantes, 9 rue Bias BP 61112 44035 Nantes Cedex 1, France

² Institut des Molécules et des Matériaux du Mans (IMMM, UMR 6283), Université du Mans, UFR Sciences et Techniques, Avenue Olivier Messiaen, 72085 Le Mans, France

³ Laboratoire Eau Environnement (EE), IFSTTAR Nantes, Allée des ponts et chaussées Route de Bouaye – CS 56004 44344 Bouguenais Cedex, France



HAP possédant 4 cycles et pour autre moitié des HAP ayant 5 et 6 cycles. Peu de HAP avec 2 et 3 cycles ont été mesurés.

Teneurs en HAP des macrodéchets plastiques en fonction de leur nature

La concentration totale en HAP extraits des déchets plastiques varie en fonction de la nature des plastiques échantillonnés (Figure 1). Les teneurs sont comprises entre 2 et plus de 900 ng/g de plastique pour du polyéthylène téréphtalate (PET) et du polyéthylène (PE) respectivement. De manière générale, les macrodéchets plastiques en PE présentent une concentration moyenne totale en HAP significativement supérieure à celle obtenue pour les macrodéchets de PET (Kruskal-Wallis ; p -value < 0,05).

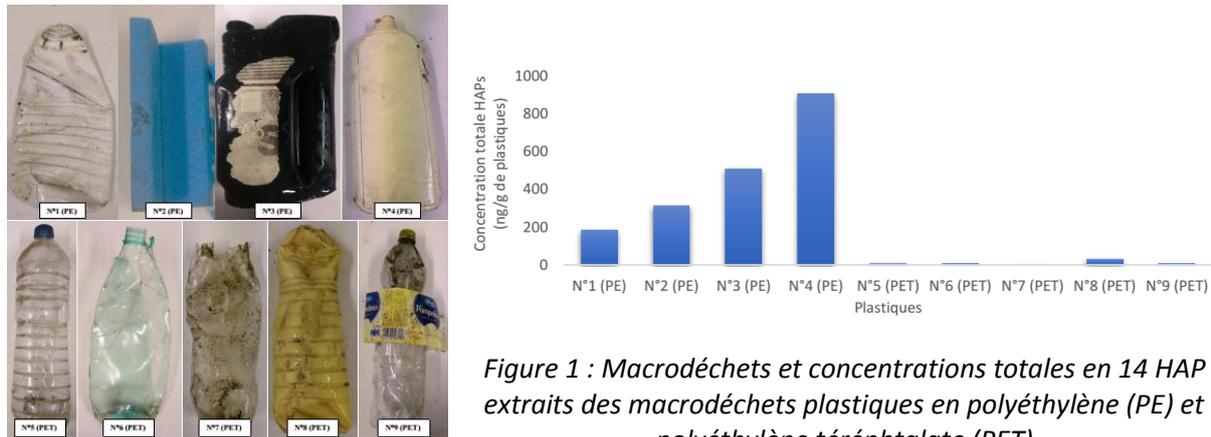


Figure 1 : Macrodechetts et concentrations totales en 14 HAP extraits des macrodechetts plastiques en polyéthylène (PE) et polyéthylène téréphtalate (PET)

Plus de 70% des HAP sont à 4 cycles pour les macrodechetts de PE. La proportion des HAP à 4 cycles est plus faible pour les macrodechetts plastiques de PET en faveur des HAP à 3 cycles principalement.

Conclusion

La teneur en HAP dans les sédiments superficiels est plus faible au site de prélèvement le plus éloigné de l'émissaire des eaux de ruissèlement. En se référant au seuil d'intervention hollandais estimé à 1000 ng/g dans le cadre de sol pollué (El-Mufleh et al., 2014), les zones CH1 et CH2 présenteraient une pollution avérée en HAP.

Les résultats des teneurs en HAP extraits des macrodechetts plastiques soulignent une forte influence de la nature du plastique. Des teneurs plus importantes ont été observées pour des macrodechetts de PE, avec un maximum atteignant plus de 900 ng/g. Cette teneur est du même ordre de grandeur que celle mesurée pour les sédiments, exprimée en poids sec. Le pouvoir de sorption en HAP des macrodechetts de PET est en revanche plus limité par rapport au PE (Rochman et al., 2013) et bien inférieur à celui des sédiments. Cette étude montre donc que les macrodechetts de plastique agissent comme des puits de HAP, après sorption des HAP à leur surface, de façon dépendante à leur nature.

Mots clés : macrodechetts plastiques, HAP, sorption, bassin de rétention

Références

- Rochman, C.M., Hoh, E., Hentschel, B.T., Kaye, S. 2013. Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic Marine Debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 1646–1654.
- El-Mufleh, A., Béchet, B., Ruban, V., Legret, M., Clozel, B., Barraud, S., Gonzalez-Merchan, C., Bedell, J.P., Delolme, C. 2014. Review on physical and chemical characterizations of contaminated sediments from urban stormwater infiltration basins within the framework of the French observatory for urban hydrology (SOERE URBIS). *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 21, 5329–5346.



Temporal dynamic of anthropogenic fibers in a tropical river-estuarine system

Emilie Strady^{*†}, Thuy Chung Kieu-Le^{‡§}, Johnny Gaspéri^{**}, Bruno Tassin^{††}

Introduction

Despite that the South East Asian countries are among the ones emitting the most plastic to the ocean (Jambeck et al., 2015), the majority of plastic assessment's studies in freshwater environments were conducted in Europe, North America and more recently in China. Vietnam, located in South East Asia, is the third top garment exporters in the world after China and Bangladesh. There are about 6,000 textile and apparel manufacturing companies, working with 2.5 million employees, with 60% of them located in the Southern part of the country. In the Saigon River and its canals, crossing the megacity Ho Chi Minh City in Southern Vietnam (8.4 million inhabitants), tremendous concentrations of anthropogenic fibers were measured 172-519 items.L-1 (Lahens et al., 2018). Thus, the main objective of the present study is to characterize the temporal variation of the anthropogenic fibers in the surface water of the Saigon River, a tropical river-estuarine environment. We examined the role of rainfall, water discharges and water's physico chemical conditions on the temporal dynamic of fibers. We also aim to quantify the emission of fibers by the Saigon River to the coastal zone. Accordingly, we set up a monthly monitoring survey at one site during one year and half in the surface water of the Saigon River in Vietnam

Material and methods

Study area

The Saigon River is under a tropical monsoon climate (one rainy and one dry season) and is affected by asymmetric semidiurnal tides. Its catchment basin drains most of the untreated wastewater from dense urban districts and industrial zones from HCMC and Binh Duong Provinces, which include textile, apparel, plastic and packaging production industries as main group of industry.

Sampling, treatment and analysis

From July 2016 to January 2018, at a monthly frequency, riverine bulk surface water was collected in duplicate at low tide using a bucket and immediately stored in a 300ml glass bottle. The samples were taken from a boat in the middle of the stream of the Saigon River, in the City Centre area. Salinity, conductivity, pH, oxygen, temperature and total suspended solids were also determined using a multi-parameter probe WTW[®].

Bulk riverine water samples were treated following three successive reagents addition to the sample (i) 1 g of Sodium Dodecyl Sulfate (SDS, Merck[®]) at 40 °C for 24 h; (ii) 1mL of biozym SE (protease and amylase, Spinnrad[®]) and 1mL of biozym F (lipase, Spinnrad[®]) at 40 °C for 48 h; (iii) 15 mL of hydrogen peroxide (H₂O₂, Merck[®]) at 40 °C for 48 h, followed by filtration through a glass fiber filters (GF/A).

Results and discussion

Over the year and half monthly sampling, a total of 1055 anthropogenic fibers were observed and measured. Their length and diameter size distribution in respect to their occurrence is showing the clear domination of smaller fibers in the riverine surface water: 50% of their occurrence have a size range of 40- 80µm with a diameter of 12µm and 82% a size range of 40 – 300µm.

* Univ. Grenoble Alpes, CNRS, IRD, Grenoble INP, IGE, F-38000, Grenoble, France

† CARE-HCMUT, Ho Chi Minh City, Vietnam

‡ CARE-HCMUT, Ho Chi Minh City, Vietnam

§ HCMUT, GEOPET, Ho Chi Minh City, Vietnam

** Université Paris-Est, LEESU, UMR MA 102 - AgroParisTech, 94010, Créteil Cedex, France

†† Université Paris-Est, LEESU, UMR MA 102 - AgroParisTech, 94010, Creteil Cedex, France



The fiber's concentrations vary through the year, with a minimum of concentrations of 22 items L-1 observed in July 2017 and a maximum of 251 items L-1 observed in August 2016 (Fig 1). Globally, in the Saigon River, no correlation and so temporal pattern relative to the rainfall, the water discharge can be seen during our sampling period (Fig 1). No correlation were found with change of salinity, pH, oxygen, temperature and total suspended solids.

Thus, the monthly variation of fiber's size, color and concentration and the absence of a net fiber accumulation over time in the surface water support the hypothesis of anthropogenic fiber's sinking in the river. We assumed that the turbulence induced by water current, tides, wind and/or intense navigation keep the smaller/lighter fibers in the turbulence mixing layer (i.e. the surface water) while the tallest/heaviest are more likely to sink and occur less in the surface water. The annual emission of anthropogenic fibers from the Saigon River to the South China Sea was estimated using the monthly water discharge and ranged in 2017 from 115 million items yr^{-1} to 164 million items yr^{-1} .

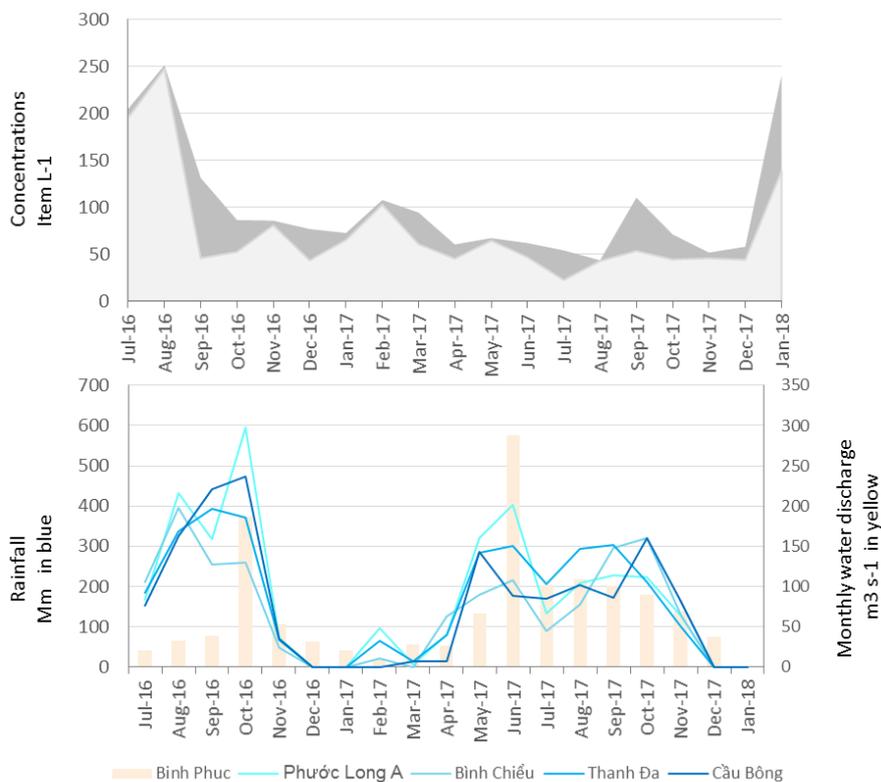


Figure 1: A) monthly concentrations of anthropogenic fibers in the Saigon River from July 2016 to January 2018; B) Monthly rainfall and water discharge.

References

- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768-771.
- Lahens L., Strady E., Kieu-Le T.C., Dris R., Boukerma K., Rinnert E., Gaspéri J., Tassin B., 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution* 236, 661-671.

Liste des participants

- Akopian Maia
- Akoueson Fleurine
- Alligant Soline
- Amato Pierre
- Aminot Yann
- Averous Monnery Sandra
- Ballerini Tosca
- Barbe Valerie
- Barbier Jean-Sébastien
- Basilico Laurent
- Baztan Juan
- Beaurepaire Max
- Belec Lénaïk
- Benali Samira
- Bertin Delphine
- Blot Denis
- Bolo Philippe
- Boulard Yves
- Bouzid Nadia
- Bringer Arno
- Brotons Guillaume
- Brunel Fabrice
- Bruzaud Stephane
- Cachot Jerome
- Calas Quentin

- Cardon Marianne
- Carvalho Aline
- Châtel Amélie
- Cheneble Jean-Charles
- Claverie Marion
- Clergeaud Fanny
- Colasse Laurent
- Constant Mel
- Cordier Mateo
- Cousin Xavier
- Darmon Gaëlle
- Dehaut Alexandre
- Delorme Nicolas
- Delort Anne Marie
- Deshoules Quentin
- Di Bitetto Arnaud
- Diémé Binta
- Dormoy Camille
- Dreanno Catherine
- Dris Rachid
- Duflos Guillaume
- El Rakwe Maria
- Eyheraguibel Boris
- Fay Fabienne
- Galgani François
- Gallard Anaïs
- Gambaiani Delphine
- Gasperi Johnny
- Gastaldi Emmanuelle
- Gay Guillaume
- George Matthieu
- Ghiglione Jean-François

- Gigault Julien
- Gillet Guillaume
- Grassl Bruno
- Greatti Caroline
- Greneche Jean-Marc
- Guardia Angel
- Halm Lemeille Marie Pierre
- Higgs Higgs
- Hubert Loreline
- Huvet Arnaud
- Jaffrès Lionel
- Jezequel Ronan
- Jouët Justine
- Jousse Cyril
- Julienne Fanon
- Kedzierski Mikaël
- Khaled Amina
- Lacroix Camille
- Lagarde Fabienne
- Lam Sabine
- Langlois Valérie
- Lartaud Franck
- Le Bihanic Florane
- Le Gal Marion
- Lefebvre Charlotte
- Lerebours Adélaïde
- Lopez-Cuesta Jose-Marie
- Lot Marie-Claire
- Maes Christophe
- Maréchal Judith
- Masry Maria
- Massardier Valérie

- Meistertzheim Anne-Leila
- Mercier Karen
- Mercier-Bonin Muriel
- Mezerette Franck
- Michon Philippe
- Monchy Luen
- Monchy Sébastien
- Monsaingeon Baptiste
- Moreau Hervé
- Morin Benedicte
- Mouneyrac Catherine
- Omont Sophie
- Pandin Caroline
- Pannetier Pauline
- Paul-Pont Ika
- Perier Caroline
- Perrin Didier
- Poirier Laurence
- Poitou Isabelle
- Portal Julien
- Pradel Alice
- Reynaud Stephanie
- Rivaton Agnes
- Rognard Florian
- Rossignol Stéphanie
- Schroder André
- Seuront Laurent
- Soccalingame Lata
- Souquet Pierre
- Staub Pierre-Francois
- Strady Emilie
- Strat Attale

- Sweetlove Cyril
- Tallec Kevin
- Tassin Bruno
- Thomas Helene
- Traïkia Mounir
- Tramoy Romain
- Treilles Robin
- Viel Dominique
- Von Campenhausen Sandrine
- Wahl Aurélie
- Weiss Lisa
- Wenzel Margot
- Wong-Wah-Chung Pascal
- Yeuc'h Valérie
- Zalouk-Vergnoux Aurore
- Zecchini Théo

Liste des auteurs

- Akcha Farida, 25, 26
Akoueson Fleurine, 97
Amato Pierre, 2
Aminot Yann, 3, 4
Amiot Benoît, 78
Andre Pascal, 63, 64
Arhant Mael, 41
Artigaud Sebastien, 34
Audisio Ariane, 78
- Ballerini Tosca, 38, 39
Barbe Valérie, 40
Baztan Juan, 5, 73, 74
Bechet Béatrice, 104, 105
Bednarz Vanessa, 3, 4
Begout Marie-Laure, 27, 32
Belec Lénaïk, 36, 37
Benali Samira, 28, 29
Berthiaux Christophe, 78
Bertrand Samuel, 28, 29
Bideau Antoine, 34
Blangy Sylvie, 90
Blot Denis, 71, 72
Bochow Mathias, 88
Bondu Flavie, 89
Boulais Myrina, 34
Bringer Arno, 79
Brissy Maxence, 42, 43
Bruge Antoine, 6, 7
Bruneau Mélanie, 25, 26
Brunel Fabrice, 80, 81
Bruzard Stéphane, 11, 12, 40, 56, 57
Bucas Karenn, 87
Bussière Pierre-Olivier, 102, 103
- Cachot Jérôme, 27, 32, 82, 99
Cachot Jérôme, 79
Carrasco Ana, 5
Carvalho Aline, 83, 84
Cassone Anne Laure, 34
Catala Philippe, 40
Cayla Aurélie, 19–21
Chailan Jean-François, 36, 37
Chapron Leïla, 30
Chatel Amélie, 25, 26
Cheng Jingguang, 40
Chouinard Omer, 5
Claverie Marion, 85
Clerandau Christelle, 32, 99
Clergeaud Fanny, 86
Colas Florent, 89
- Compère Chantal, 87, 89
Conan Pascal, 40
Constant Mel, 8
Cordier Mateo, 5, 73, 74
Cormier Bettie, 27
Courty Marie-Agnès, 63, 64
Cousin Xavier, 27, 32
Cucherousset Julien, 83, 84
Cugnet Cyril, 65
- Daminato Amandine, 78
Darmon Gaele, 90
Davies Peter, 41
Davranche Mélanie, 66, 67
Debroas Didier, 94
Dehaut Alexandre, 9, 10
Deixonne Patrick, 2
Deligey Gaëlle, 40
Delmas Daniel, 87
Delorme Nicolas, 52, 53
Delort Anne Marie, 42, 43, 94
Delort Anne-Marie, 40
Deniau Elise, 65
Deshoules Quentin, 41, 87
Diem Binta, 42, 43
Doumenq Pierre, 102, 103
Dreanno Catherine, 41, 87, 89
Dris Rachid, 17, 18, 63, 64, 88
Duflos Guillaume, 9, 10
- El Hadri Hind, 65–67
El Rakwe Maria, 89
Evrard Julie, 87
Eyheraguibel Boris, 2, 40, 42, 43, 78, 94, 102, 103
- Faÿ Fabienne, 44, 45
Fabioux Caroline, 34
Fabre Pascale, 40, 48, 49
Falcou-Préfol Mathilde, 11, 12
Fernandes Susana, 85
Ferrier-Pages Christine, 3, 4
Finck Jean Sébastien, 15, 16
Fisson Cédric, 17, 18
Forgues Julie, 5

Four André, 90
 Gaillard Thibaut, 48, 49
 Galand Pierre, 30
 Gambaiani Delphine, 90
 Gangnery Aline, 95
 Gardette Jean-Luc, 102, 103
 Gasperi Johnny, 17–21, 63, 64, 106, 107
 Gastaldi Emmanuelle, 46–49
 Gauthier Laury, 86
 Gayet Nicolas, 87
 George Matthieu, 40, 48, 49
 Ghiglione Jean-François, 2, 30, 40
 Gigault Julien, 65–67, 86
 Gillet Guillaume, 91–93
 Grassl Bruno, 65–67
 Guardia Angel, 94

 Halm Lemeille Marie Pierre, 95
 Hamdan Ahmad, 63, 64
 Henry Maryvonne, 11, 12
 Hermabessiere Ludovic, 9, 10
 Hoypierres Julia, 40
 Huber Matthias, 34
 Huck Thierry, 5
 Huctin Jean-Michel, 5
 Huvet Arnaud, 34

 Jézéquel Ronan, 79, 97, 98
 Jacquin Justine, 40, 96
 Jaffrès Lionel, 5, 75
 Joassard Lucette, 27
 Jorgensen Bethany, 5, 73, 74
 Jourdain Vincent, 78
 Jousse Cyril, 42, 43
 Julienne Fanon, 52, 53

 Kedzierski Mikaël, 11, 12
 Keiter Steffen, 27
 Kerambrun Loïc, 97, 98
 Kerros Marie Emmanuelle, 11, 12
 Khaled Amina, 50, 51
 Khalid Amina, 28, 29
 Kieu Le Thuy Chung, 106, 107

 Löder Martin, 88
 Labry Claire, 87
 Lacroix Camille, 79, 97, 98
 Laforsch Christian, 88
 Lagarde Fabienne, 52, 53, 104, 105
 Lambert Christophe, 34
 Lanctôt Chantal, 3, 4
 Langlois Valérie, 58–61

 Lartaud Franck, 30
 Le Bihanic Florane, 27
 Le Floch Stéphane, 79
 Le Gac Pierre-Yves, 41
 Le Gal Marion, 58, 59
 Le Gall Maelenn, 41
 Le Goic Nelly, 34
 Le Grand Fabienne, 34
 Lecomte Sophie, 99
 Lefebvre Charlotte, 99
 Leflaive Joséphine, 86
 Lerebours Adélaïde, 79
 Lerebours Martin, 42, 43
 Linossier Isabelle, 44, 45
 Louvel Severine, 78

 Maes Christophe, 13
 Maheux Frank, 95
 Manetta Laurie, 78
 Martinet Lionel, 104, 105
 Martinez Jean-Michel, 63, 64
 Masry Maria, 102, 103
 Massardier Valérie, 54
 Massines Françoise, 63, 64
 Maza-Lisa Jesus, 65
 Mazard Clemence, 78
 Mazeas Florence, 87, 89
 Mcreynolds Colin, 85
 Meistertzheim Anne-Leïla, 30
 Meistertzheim Anne-Leïla, 40
 Mercier-Bonin Muriel, 100, 101
 Metian Marc, 3, 4
 Miaud Claude, 90
 Miguelez Aquilino, 5
 Mincheva Rosica, 28, 29
 Minet Antoine, 86
 Mone Anne, 94
 Morel Valentine, 78
 Morin Bénédicte, 31, 99
 Mouchet Florence, 86
 Mouchi Vincent, 30
 Mouneyrac Catherine, 25, 26, 32
 Mounianman Samuel, 104, 105
 Murard Xavier, 90

 Nallet Frédéric, 48, 49

 Odobel Charlène, 40
 Oliviero Erwan, 63, 64
 Ourmières Yann, 2

 Pandin Caroline, 40
 Pannetier Pauline, 32

Pau Florence, 89
 Paul-Pont Ika, 34
 Pecqueur David, 40
 Pedrotti Maria-Luiza, 11, 12
 Perdriat Quentin, 99
 Perrein-Ettajani Hanane, 25, 26
 Perrin Didier, 14
 Peru Erwan, 30
 Pessoni Laurence, 65
 Petitpas Arnaud, 85
 Petton Bruno, 34
 Phuong Nam Ngoc, 104, 105
 Pierson-Wickmann Anne-Catherine, 66, 67
 Pinelli Eric, 86
 Poirier Laurence, 28, 29, 104, 105
 Poncin-Epaillard Fabienne, 44, 45
 Pradel Alice, 66, 67
 Priour Daniel, 41
 Prunier Grégoire, 79
 Pruski Audrey, 30
 Pujon-Pay Mireille, 40

 Quere Claudie, 34

 Raquez Jean-Marie, 28, 29
 Receveur Justine, 97, 98
 Rehel Karine, 44, 45
 Revel Messika, 25, 26, 32
 Reynaud Stéphanie, 65
 Richard Claire, 50, 51
 Riem Louna, 83, 84
 Rinnert Emmanuel, 89
 Rivaton Agnès, 50, 51
 Rocher Vincent, 17, 18
 Rognard Florian, 15, 16
 Rondot Benjamin, 78
 Rossignol Stéphanie, 102, 103
 Rouvillain Julien, 89
 Rouxel Julien, 25, 26
 Roweczyk Laura, 86
 Royanez Fanny, 78

 Sénagas Jean-Baptiste, 90
 Salmeron Christophe, 40
 Schroder André, 68, 69
 Seuront Laurent, 33
 Silvestre Jérôme, 86
 Simon Benjamin, 95
 Simon Colin Christelle, 58, 59
 Sleiman Mohamad, 50, 51
 Soudant Philippe, 34
 Strady Emilie, 106, 107
 Strich Bénédicte, 19–21

 Surette Céline, 5
 Sussarellu Rossana, 25, 26

 Tallec Kevin, 34
 Tardivel Morgan, 89
 Tassin Bruno, 17–21, 63, 64, 106, 107
 Taylor Angus, 3, 4
 Ten-Hage Loïc, 86
 Ter Halle Alexandra, 2, 83, 84, 86
 Therias Sandrine, 102, 103
 Thomas Martin, 85
 Thomas-Guyon Hélène, 79
 Tolosa Imma, 3, 4
 Traïkia Mounir, 42, 43
 Tramoy Romain, 17, 18
 Treilles Robin, 19–21
 Tudesque Loic, 83, 84

 Uehara Takuro, 73, 74

 Vétion Gilles, 30
 Vallance Nelly, 78
 Van Craynest Camille, 83, 84
 Vanderlinden Jan-Paul, 5
 Vanderlinden Jean-Paul, 76
 Vellet Agnès, 94
 Vignet Caroline, 32
 Villain Jonathan, 11, 12
 Villette Sandrine, 99

 Weiss Lisa, 22, 23
 Wong-Wah-Chung Pascal, 102, 103

 Yakovenko Nadiia, 2

 Zéler Aurore, 98
 Zalouk-Vergnoux Aurore, 28, 29, 104, 105

