



HAL
open science

Evaluation des apports fluviaux de microplastiques et modélisation de leur dispersion en mer Méditerranée

Lisa Weiss

► **To cite this version:**

Lisa Weiss. Evaluation des apports fluviaux de microplastiques et modélisation de leur dispersion en mer Méditerranée. Biodiversité et Ecologie. Université de Perpignan, 2021. Français. NNT : 2021PERP0009 . tel-03281733

HAL Id: tel-03281733

<https://theses.hal.science/tel-03281733>

Submitted on 8 Jul 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par
UNIVERSITE DE PERPIGNAN VIA DOMITIA

Préparée au sein de l'école doctorale
Energie et Environnement (ED305)
Et de l'unité de recherche
CEFREM UMR 5110

Spécialité : **Océanologie**

Présentée par
Lisa Weiss

**Evaluation des apports fluviaux de
microplastiques et modélisation de leur
dispersion en mer Méditerranée**

Soutenue le 19.03.2021 devant le jury composé de

Rapporteurs :

Alexandra Ter Halle, Chargée de Recherche CNRS à l'IMRCP de Toulouse
Yann Ourmières, Maître de Conférence à l'Université de Toulon

Examineurs :

Johnny Gasperi, Directeur de Recherche à l'Université Gustave Eiffel
Jean-François Ghiglione, Directeur de Recherche CNRS au LOMIC de Banyuls/mer
Isabel Jalon Rojas, Chargée de Recherche CNRS au lab. EPOC de Bordeaux

Directeurs de thèse :

Wolfgang Ludwig, Professeur à l'Université de Perpignan
Claude Estournel, Directrice de Recherche CNRS au LEGOS de Toulouse

Résumé

Le rôle des fleuves dans le transfert des microplastiques (MP) vers le milieu marin est majeur : ils sont le point de convergence des eaux usées et des flux particuliers charriés par le ruissellement des eaux de pluie à la surface des bassins versants. Les modèles empiriques d'apports fluviaux existants sont basés sur plusieurs erreurs méthodologiques que nous corrigeons dans cette thèse en nous basant sur une analyse statistique approfondie des observations disponibles à l'échelle globale. Nous montrons que les estimations actuelles des apports fluviaux de MP vers les océans sont surestimées : au lieu de plusieurs millions, il n'y aurait en fait que quelques milliers de tonnes exportées chaque année. En comparant ces estimations aux stocks océaniques, notre réévaluation des apports fluviaux remet en question l'idée d'un puit séquestrant la majorité du plastique dès son entrée dans le milieu marin et soutient l'hypothèse d'une dérive lente des particules à la surface des océans avec des temps de résidence moyens de plusieurs années, prolongeant ainsi l'exposition des écosystèmes aux effets délétères des MP flottants.

La mer Méditerranée fait partie des zones les plus critiques du fait de sa structure semi-fermée et son littoral fortement anthropisé. Nous avons ainsi adapté notre modèle global d'apports fluviaux à l'ensemble des bassins versants méditerranéens afin de simuler la dispersion des MP en Méditerranée. Le suivi lagrangien des particules dans les courants est réalisé grâce au modèle hydrodynamique 3D SYMPHONIE, prenant en compte l'interaction de la dérive de Stokes liée aux vagues avec la circulation plus basse fréquence liée aux gradients thermohalins et au vent. Les particules déployées dans notre modèle sont caractérisées par une large gamme de vitesses verticales de flottabilité calculées à partir de distributions de tailles, formes et types de polymères observées dans les fleuves : 65% dérivent dans la couche de surface et 35% en profondeur. Nous montrons qu'en surface, la Méditerranée orientale et notamment le bassin Ionien est l'exutoire pour les MP flottants, les particules qui s'y accumulent présenteraient donc potentiellement un état de vieillissement avancé, témoin d'une longue dérive à la surface de la mer. En considérant des apports fluviaux continus, le front Nord-Baléares, la mer Tyrrhénienne et le gyre cyclonique sud-Adriatique piègent les MP de façon temporaire. En profondeur, le transport des MP est très lent et l'accumulation se fait principalement sur les plateaux ou le long des talus continentaux. Cette thèse permet d'envisager, pour le futur, des simulations où les sources et les processus de piégeage seront mieux contraints et permettront de se rapprocher davantage des observations *in situ*.

Mots clés : **microplastiques - bassins versants - apports fluviaux - mer Méditerranée - modélisation océanique - suivi Lagrangien**

Abstract

The purpose of this work was to better understand the microplastics (MP) cycle from their sources on land to their sinks in the marine environment. It starts with an evaluation of the annual MP fluxes in rivers which play a key role in their transfer from continental areas to the sea : they are the convergence point for both natural surface water flows and inputs from point sources such as wastewaters. We demonstrate in the following that current estimates of riverine MP inputs to the oceans are overestimated. The previously established empirical models include several methodological errors that were corrected in this thesis based on an in-depth statistical analysis of available observations at the global scale. Instead of several million tons, rivers probably only carry several thousand tons to the sea annually. In combination with the estimated oceanic stock of floating MP, the average residence time of MP in the ocean consequently raises from a few days to several years. This strongly reduces the necessity for a "missing oceanic plastic sink" and supports the idea of a slow drift of particles on the ocean surface, extending the exposure time of ecosystems to the deleterious effects of floating MP.

Then, we adapted our global model of riverine inputs to the Mediterranean drainage basins in order to simulate the dispersion of MP in the Mediterranean Sea, one of the most critical polluted areas due to its semi-enclosed structure and its highly anthropized coastline. The Lagrangian particle tracking in the ocean currents was performed with the 3D hydrodynamic model SYMPHONIE, taking into account the interaction between the Stokes drift due to waves and the lower frequency circulation due to thermohaline gradients and wind. The particles released in our model are characterized by a wide range of vertical buoyant velocities derived from size, shape and polymer type distributions observed in rivers : 65% drift in the surface layer and 35% in the water column to the seabed. We show that at surface, the Eastern Mediterranean and especially the Ionian Basin accumulate many of the MP that potentially present the most advanced state of ageing as the result of a relative long drift at the sea surface. Also the North-Balearic front, the Tyrrhenian Sea and the South Adriatic cyclonic gyre efficiently trap MP temporarily. At depth, the transport of MP is very slow and the accumulation occurs mainly on the continental shelves or along the continental slopes. In our model, beaching is considered to represent a strong and rapid sink of MP. After 2 years of continuous river inputs, the floating MP stock we produce is lower than the current estimates derived from *in situ* observations, which means that our model is either far away from steady state conditions, or that beaching rates are overestimated. Our work therefore provides important information for further model improvements for the prediction of MP cycling in the sea.

Keywords : **microplastics** - **drainage basins** - **riverine fluxes** - **Mediterranean Sea** - **ocean modelling** - **Lagrangian tracking**

Remerciements

Ma thèse a été une extraordinaire aventure que je n'aurais pu vivre sans la confiance et le soutien incondicional de nombreuses personnes.

Je souhaite tout d'abord remercier chaleureusement Wolfgang Ludwig pour m'avoir guidé tout au long de ces 3 années... et demie! Merci de m'avoir communiqué ta passion manifeste pour la recherche et d'avoir éveillé cette curiosité de chercheuse en moi. Merci également d'avoir accepté avec patience mes petits coups de mou quand les impasses se succédaient, mine de rien ce fameux "*effectivement, c'est ça aussi la recherche!*" m'a toujours incité à me dépasser pour franchir les obstacles.

Mes remerciements les plus sincères vont ensuite à Claude Estournel pour m'avoir accueilli dans son équipe à Toulouse. Merci pour tes conseils avisés, ta disponibilité et ta bienveillance, merci d'avoir eu les bons mots aux bons moments, sans aucun doute ils ont su me stimuler à des moments charnières de la thèse.

Merci à Patrick Marsaleix pour les multiples déboguages en tous genres et toutes les améliorations apportées (toujours avec enthousiasme!) au modèle, qui m'ont permis de me rapprocher chaque fois plus prêt d'une dispersion réaliste de nos petits microplastiques dans les courants.

Je tiens également à remercier Yann Ourmières, Alexandra Ter Halle, Johnny Gasperi, Jean-François Ghiglione et Isabel Jalon Rojas d'avoir accepté de faire partie de mon jury de thèse et d'avoir examiné mes travaux avec intérêt. En tant que membres de mon comité de thèse, merci à Yann Leredde, Richard Sempéré, Maria-Luiza Pedrotti et Xavier Py pour leurs bons conseils et leurs encouragements.

Un immense merci à Serge Heussner et Miquel Canals pour leur implication dans l'aventure *Science*. Merci pour vos relectures plus qu'efficaces et pour vos corrections exigeantes, tous vos commentaires m'ont énormément appris.

Cette thèse n'aurait pas été aussi passionnante et enrichissante sans les différentes campagnes d'échantillonnage en mer. Je suis ainsi infiniment reconnaissante envers Claude Estournel, Xavier Durrieu de Madron, Mireille Pujo-Pay et Pascal Conan pour m'avoir donnée l'opportunité de participer aux missions *PERLE 2* et *4* ainsi qu'envers Jean-François Ghiglione pour m'avoir intégrée à la formidable équipe *Tara microplastiques*. Et une fois à bord, ces expériences n'auraient pas été aussi dingues sans un équipage de choc, merci notamment à Paul, Olivier, Mathieu, Romain, Marianne, Alice, Nagib, Florian, Giancarlo, Christine, Joelle, Paco, Laure, Carole, Soline, Lucas, Léo, Fanch', Yves, Sam, Maarten, Mickael et tous les autres.

Merci à Mel Constant, pour toutes les discussions -branchées plastique évidemment- à toutes heures et en tous lieux! Merci d'avoir partagé avec moi ton expérience du terrain, merci pour tes conseils et tes suggestions toujours pertinentes. Un grand merci à toi et Jennifer pour avoir été les meilleurs guides touristiques des Pyrénées Orientales : du Neulos (et ses milliards de vaches) au Canigou (et la soupe lyophilisée de la dernière chance) en passant par les sorties

escalade, ski, concerts et baignades, j'en garde des souvenirs inégalables avec vous ! Bien sûr, pour compléter la dream team, merci à Margot, maîtresse de l'ambiance dans le bureau des doc', merci pour tes playlists, tes jeux de mots et nos pauses thé qui n'en finissaient plus. Je n'oublie pas Lucie, merci pour tes retours d'expérience, pour les discussions inspirantes et rassurantes. Et évidemment Clémence, pour notre savoureuse cohabitation. Merci à vous cinq pour les rigolades, les bons plans, les bonnes bouffes et les apéros-jeux. Merci aussi à Hikmat pour s'être serré les coudes tout du long et à l'équipe UPVDoc pour les expériences partagées.

Plus généralement, un grand merci à tous les membres du CEFREM pour les bons moments vécus avec chacun. Je remercie notamment Philippe Kerhervé pour son expertise sur la pollution plastique, pour sa bonne humeur et pour toutes les opportunités très instructives... les ramassages avec *Citeco66*, la com' à la fête de la science, la vulgarisation devant des classes de primaire, les marquages de déchets et une première apparition télé ! Merci à Valérie, Brigitte et Sophie pour les nombreux coups de main administratifs. Merci aussi à Bertil pour sa patience avec l'installation, la désinstallation et la réinstallation (x5...) de Linux sur mon pc capricieux.

Merci à Guillaume Mikolajczak pour les précieux tuyaux sur Python et Linux, les dépannages sur Symphonie et les réponses à mes innombrables questions sur le module drifter. Merci pour tes encouragements, ta sérénité, tes schémas artistiques et les discussions de toutes sortes (et surtout de jeux !) autour d'un tup réchauffé, d'une salade composée ou d'une pause café, qui rendaient les journées au labo bien plus fun ! Je remercie aussi Léo Seyfried pour ses coups de pouce sur la modélisation océanique lors de mon 1^{er} passage au LA, son enthousiasme et les midi-volley. D'ailleurs, merci à Mélodie pour ce smash mal réceptionné qui a marqué le début d'une chouette amitié et s'est poursuivi sur un terrain de hand, merci pour ton écoute, ta douceur.

J'ai eu la chance de démarrer et poursuivre cette thèse entourée de prêt ou de loin d'une fine équipe d'eostiens. Merci à mon merveilleux gang de moules, Louise, Diane, Manon, Vanille et Chloé pour être présentes en toutes circonstances et me régaler de discussions délicieuses ! Merci pour les voyages, parfois exotiques, parfois juste pratiques mais toujours très comiques. Merci à Ben d'être toujours à l'écoute, merci pour les débats passionnés, les blagues et les visites inopinées. Merci à Anouck, Boubou, Sarah pour notre traditionnel réveillon mais aussi pour les week-ends escalade, festoch' ou virée à Amsterdam. Merci aux toulousains (plus ou moins), en particulier à Théa, Clément, Baptiste et Jessica pour tous ces fameux week-ends à explorer les Pyrénées, ils ont été de véritables bouffées d'air frais (même quand j'en ai bavé !), merci à vous pour cette corde tendue dans le crux de la rédaction de thèse. Merci aussi à Quentin, Fanny, Jerem, Adrien, Anna, Max pour votre bonne humeur en toutes occasions.

Loin du quotidien mais toujours présentes, merci aux copines de toujours (ou presque...) d'avoir écouté avec attention (ou en faisant semblant...) toutes les péripéties (pas toujours épiques...) traversées dans ma thèse. Merci à Katrin pour les fous rires, les colis surprenants, les visio-pilates, les mots réconfortants et sa folie. À Yoko, pour son humour, son coup droit (moins pour son revers) et pour notre connivence naturelle. À Marie pour m'avoir fait retrouver un bout de Raiatea à Perpignan, pour le tatou et la visite post-congrès de Furteventura. À Sylvia pour les cadeaux remonte-moral et nos rêves de rando. À Mathieu qui sait me booster en un seul coup de fil. À Héloïse, Sarah, Élise et Marion pour toute l'affection reçue depuis la prépa.

Finalement, cette aventure n'aurait pas été la même sans l'amour et le soutien infaillible de toute ma famille (et belle-famille !), merci d'avoir suivi ce bout de chemin avec intérêt. Merci du fond du coeur Mam et Pap de m'avoir permis de voguer avec élan et passion jusqu'ici, vous êtes le gouvernail de ma vie. À Maxime et Teiva, mes meilleurs complices. À mes mamies et papis pour leur tendresse et leurs encouragements. À Brigitte et Roland pour leur accueil chaleureux.

Enfin, un merci infini, jusqu'aux étoiles et au-delà, à JA pour m'avoir donné du courage, de l'inspiration et de la détermination à chaque instant.

*A mon papi,
pour qui l'écologie était un mode de vie.*

Table des matières

Introduction générale	1
Chapitre 1 Contexte général	5
1.1 La pollution plastique	6
1.1.1 Généralités	6
1.1.1.1 Les matières plastiques	6
1.1.1.2 Production	6
1.1.1.3 Fin de vie : de l'objet au déchet	7
1.1.2 Sources	9
1.1.2.1 Sources maritimes	9
1.1.2.2 Sources terrestres	9
1.1.3 Impacts environnementaux et sociétaux	10
1.1.3.1 Impacts directs sur les organismes	10
1.1.3.2 Impacts indirects sur les organismes	10
1.1.3.3 Impacts économiques	11
1.2 Les microplastiques : définition et méthodes de détection	11
1.2.1 Les microplastiques	11
1.2.1.1 Définition	11
1.2.1.2 Microplastiques primaires	12
1.2.1.3 Microplastiques secondaires	13
1.2.2 Méthodes de détection	13
1.2.2.1 Les compartiments du milieu marin	13
1.2.2.2 Échantillonnage des microplastiques	15
1.2.2.3 Traitement en laboratoire	16
1.3 Transferts terre-mer : les fleuves, vecteurs de pollution	16
1.3.1 Les bassins versants	16
1.3.2 Quantification des microplastiques dans les fleuves	17
1.3.3 Modélisation empirique des exports de plastiques vers les océans	18
1.3.4 Modélisation conceptuelle des exports de plastiques vers les océans	19
1.4 Transport et accumulation dans les océans	20
1.4.1 Les gyres océaniques	21
1.4.1.1 Formation des zones d'accumulation dans les océans	22
1.4.1.2 Quantification des microplastiques dans les gyres	23
1.4.2 Les vagues	24
1.4.3 Autres modes de transport liés au vent	25
1.5 La Méditerranée, une mer intercontinentale	26
1.5.1 Géographie	26
1.5.2 Circulation générale des masses d'eau	29
1.5.3 Quantification des microplastiques en surface	31

Chapitre 2	Quantification des apports fluviaux de microplastiques vers les océans	33
2.1	Introduction	34
2.2	Méthodes : compilation des observations et modèles empiriques	35
2.2.1	Base de données	35
2.2.1.1	Compilation bibliographique de cas d'études	35
2.2.1.2	Système de classification	36
2.2.1.3	Conversions	37
2.2.1.4	Tableau de synthèse	39
2.2.2	SIG des bassins versants à l'échelle globale	42
2.2.2.1	Délimitation des bassins versants	42
2.2.2.2	Superficie des bassins versants	43
2.2.2.3	Calcul des flux de MP dans les bassin	44
2.2.2.4	Caractérisation environnementale des bassins échantillonnés	45
2.2.3	Analyses statistiques	46
2.2.3.1	Modèle de régression	46
2.2.3.2	Application de ces modèles empiriques dans la littérature	48
2.2.3.3	Les stocks de déchets plastiques mal gérés (MPW)	49
2.3	Résultats : vers une réévaluation des apports fluviaux de microplastiques	50
2.3.1	Application des modèles de la littérature	50
2.3.2	Analyse de la base de données	52
2.3.2.1	Performances des facteurs de conversions	52
2.3.2.2	Impact de la classification des données	53
2.3.2.3	Etude de la variabilité des concentrations massiques	54
2.3.2.4	Estimation préliminaire des flux globaux	55
2.3.3	Modélisation des flux de microplastiques	56
2.3.3.1	Paramètres de contrôle et matrices de corrélation	56
2.3.3.2	Analyses en régressions statistiques	58
2.3.3.3	Régressions multiparamétriques	59
2.3.4	Répartition spatiale des flux et estimation des temps de résidence	61
2.3.4.1	Répartition par bassin océanique	61
2.3.4.2	Spatialisation des flux	63
2.3.4.3	Temps de résidence	65
2.4	Conclusions	66
Chapitre 3	Propriétés physiques des microplastiques et suivi Lagrangien des particules émises par le Rhône	69
3.1	Introduction	70
3.2	Méthodes : propriétés des microplastiques et description du modèle océanique	71
3.2.1	Caractérisation physique des particules	71
3.2.1.1	Distribution des tailles	71
3.2.1.2	Type de polymère et masse volumique associée	73
3.2.1.3	Forme des particules	74
3.2.2	Modélisation numérique et suivi lagrangien	76
3.2.2.1	Les équations du modèle hydrodynamique SYMPHONIE	76
3.2.2.2	Schéma de fermeture de la turbulence	77
3.2.2.3	Transport lagrangien	78
3.2.2.4	Flottabilité des microplastiques	80
3.2.3	Paramétrisation des simulations lagrangiennes	82
3.2.3.1	Grille et forçages	82
3.2.3.2	Mode de calcul des trajectoires	83

3.2.3.3	Configuration des largages de particules	84
3.2.3.4	Distribution des vitesses verticales des MP rejetés par le Rhône	85
3.3	Résultats : dispersion du panache du Rhône	88
3.3.1	Pas de temps de calcul des trajectoires	88
3.3.2	Comparaison saisonnière de la dispersion des MP en surface	90
3.3.2.1	Transport des MP flottants sur le plateau du Golfe du Lion	91
3.3.2.2	Transport des MP flottants en Méditerranée nord-occidentale	92
3.3.2.3	Rôle de la sub-mésoéchelle	93
3.3.3	Comparaison saisonnière de la dispersion des MP en profondeur	95
3.3.3.1	Transport des MP denses sur le plateau du Golfe du Lion	95
3.3.3.2	Transport des MP denses en Méditerranée nord-occidentale	97
3.3.4	Echouage à la côte	99
3.4	Discussion et conclusions	101

Chapitre 4 Modélisation de la dispersion des microplastiques sur l'ensemble du bassin méditerranéen 105

4.1	Introduction	106
4.2	Méthodes : description des apports fluviaux et de la simulation numérique	107
4.2.1	Déploiement des particules : le modèle d'apports fluviaux	107
4.2.2	Description de la simulation	110
4.2.2.1	Protocole de largage	111
4.2.2.2	Mode de calcul	112
4.2.3	Modélisation de l'interaction courant-vague	112
4.2.4	Effet des vagues sur les courants	115
4.3	Résultats : identification des potentielles zones d'accumulation	117
4.3.1	Distribution des microplastiques en surface	117
4.3.1.1	Panache de dispersion des principales sources fluviales	117
4.3.1.2	Bilan des transferts par sous-bassin	118
4.3.1.3	Suivi temporel des particules flottantes	121
4.3.2	Comparaisons aux observations de surface	125
4.3.2.1	Comparaisons régionales	125
4.3.2.2	Comparaisons des ordres de grandeur	127
4.3.3	Distribution des microplastiques en profondeur	128
4.3.3.1	Dispersion des microplastiques fluviaux	128
4.3.3.2	Répartition dans la colonne d'eau	130
4.3.4	Échouage à la côte	133
4.3.4.1	Échouage des particules flottantes	133
4.3.4.2	Échouage des particules denses	135
4.4	Discussion et conclusions	137

Chapitre 5 Conclusion générale et Perspectives 143

5.1	Synthèse des résultats	144
5.2	Quelles perspectives pour les futures simulations?	146
5.2.1	Comment améliorer les estimations des sources de microplastiques?	146
5.2.2	Comment améliorer la modélisation des processus de piégeage des microplastiques en mer?	147
5.3	Quel futur pour les campagnes d'observation en mer?	149

Annexe - article : Weiss et al., The missing ocean plastic sink : Gone with the rivers. *Science* 373, 107 - 111 (2021). 149

Bibliographie 196

Introduction Générale

L'environnement est devenu, en quelques décennies, le réceptacle de nombreuses pollutions produites par notre société. Les activités agricoles, domestiques, commerciales et industrielles génèrent de grands volumes d'eaux usées chargées en nutriments, matières organiques mais aussi en agents toxiques et pathogènes : la contamination des eaux par ces divers polluants est au coeur des enjeux environnementaux actuels. La quantité ainsi que la diversité des contaminants retrouvés dans le milieu naturel augmentent à un rythme effréné du fait de la croissance démographique et économique mondiale (agriculture intensive, révolutions industrielles, société de consommation). Les problèmes de pollution touchent maintenant tous les systèmes aquatiques, tout autour de la Terre : des sols à l'atmosphère, des réservoirs d'eau douce, lacs, fleuves, aquifères aux océans et zones polaires. Ces contaminants ont dégradé de façon irréversible la qualité de nos eaux. Ils représentent ainsi un danger pour l'Homme mais également pour tout les écosystèmes terrestres et marins dont il dépend.

Alors que de nombreux polluants ont déjà été identifiés et étudiés, tels que les métaux lourds, les hydrocarbures, les composés chlorés ou les éléments biogènes (nitrates et phosphore), de nouvelles substances chimiques continuent d'apparaître. Ces nouveaux polluants sont dits émergents car leurs impacts et leur dangerosité sont encore peu connus. Ils désignent ainsi le nombre grandissant de substances chimiques utilisées dans la vie courante ainsi que dans les secteurs industriels, agricoles ou sanitaires. Ces substances sont présentes en milieu aqueux, dissoutes ou sous forme particulaire, et peuvent être transférées des eaux de surface aux eaux souterraines ou marines et présentent une toxicité sanitaire et environnementale. Le plastique et tous ses dérivés sont considérés comme des polluants émergents.

La production de masse du plastique a débuté dans les années 1950 et a augmenté de façon exponentielle au fil des années ([PlasticsEurope, 2019](#)). Ce matériau innovant et peu coûteux s'est imposé rapidement dans le quotidien de chacun. De par son faible coût de production, une fois transformé en déchet, le plastique n'a plus aucune valeur : il représente environ 10 % de la production mondiale de déchets solides mais jusqu'à 80 % des déchets retrouvés dans la nature ([Barnes et al., 2009](#)). On les retrouve dans toutes les zones du globe, bien au-delà des zones urbaines : dans les sols, lacs et fleuves jusqu'à l'atmosphère, dans les neiges Alpines et Arctiques jusqu'aux zones les plus profondes des océans comme la fosse océanique des Mariannes ([Bergmann et al., 2019](#) ; [Peng et al., 2018](#)). Les plastiques sont ainsi devenus l'un des polluants les plus omniprésents et les plus persistants dans l'environnement. Leurs impacts sont sociaux, économiques et écologiques. De ce fait, la pollution plastique fait aujourd'hui partie des problèmes environnementaux majeurs et critiques, sujet de nombreuses discussions, de l'ONU au G7 et G20, de la Commission Européenne au gouvernement français ainsi qu'au coeur des actions menées par de multiples ONG.

Tout déchet plastique rejeté, en tant que tel, dans le milieu marin présente un risque pour la faune marine (ingestion, étranglement). Il est également vecteur de nombreuses pollutions annexes (désorption de divers produits chimiques, adsorption et transfert de polluants ou d'es-

pièces pathogènes, fragmentation en micro et nano-particules). Les microplastiques (MP) sont définis comme étant de petites particules de taille inférieure à quelques millimètres (Arthur et al., 2009), issues de la dégradation des macroplastiques (MP secondaires) ou produits directement à l'état de microparticules à des fins industrielles (MP primaires). Les MP composent la majorité du réservoir de plastique présent dans les océans (UNEP & GRID-Arendal, 2016) et impactent l'ensemble de la chaîne alimentaire, du plancton aux plus grands mammifères marins. L'Homme lui-même est atteint sachant que la pêche et l'aquaculture fournissent plus de 20 % des protéines animales consommées par plus de 3 milliards de personnes (d'après l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Gilman et al., 2016). Face à cette contamination générale des masses d'eau, il devient donc nécessaire de quantifier la pollution microplastique, des eaux continentales jusqu'au milieu marin. Cette quantification devient essentielle afin d'évaluer l'ampleur du problème, d'identifier les zones les plus menacées et d'étudier son impact sur les écosystèmes et la biodiversité.

Le premier chapitre de cette thèse présentera la problématique générale des plastiques et MP dans le milieu marin, les impacts, les estimations existantes des principales sources et l'état des connaissances actuelles sur leur transport et leur distribution dans les océans et plus spécifiquement en mer Méditerranée.

Le rôle des fleuves dans le transfert des MP vers le milieu marin est majeur. Ils représentent le point de convergence de la majorité des eaux de ruissellement et eaux usées. Ils constituent ainsi les principaux vecteurs de rejet de pollution dans l'environnement marin. L'échantillonnage des MP dans les fleuves est pour le moment imparfait (résolution spatiale et temporelle faible, traitement puis analyse des échantillons long et coûteux), des modèles doivent donc être développés afin d'intégrer les mesures de terrain et permettre une quantification à grande échelle. Les modèles actuels estiment des apports fluviaux de plusieurs millions de tonnes par an (Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017) hors les quantités estimées à la surface des océans sont de l'ordre de 10 à 200 kt seulement (Cózar et al., 2014; Eriksen et al., 2014; van Sebille et al., 2015). Cet écart important entre apports et stocks océaniques a fait émerger la théorie du "*missing plastic sink*" selon laquelle la majorité du plastique émis par les fleuves serait séquestré rapidement et disparaîtrait ainsi de la surface des océans.

Dans le Chapitre 2, je chercherai dans un premier temps à reproduire les modèles empiriques de la littérature pour la quantification des flux de MP rejetés par les fleuves vers les océans et à les améliorer à partir d'une compilation bibliographique exhaustive des dernières observations disponibles dans les fleuves. Dans un second temps, en s'appuyant sur cette base de donnée, je développerai une critique méthodologique des modèles existants ce qui me mènera à une réévaluation des apports fluviaux de MP vers les océans mondiaux.

Une fois le modèle d'apports fluviaux produit à l'échelle mondiale, je m'intéresserai à une zone particulièrement polluée : la mer Méditerranée. De par sa structure semi-fermée et une forte pression anthropique, la Méditerranée concentre de fortes quantités de MP. Contrairement aux gyres subtropicaux océaniques surnommés "7ème continent de plastique", aucune zone d'accumulation n'a encore été clairement identifiée en mer Méditerranée et le transport océanique des MP y est encore peu documenté.

Dans le Chapitre 3, je suivrai la dispersion des MP rejetés par le Rhône en mer Méditerranée à l'aide d'un modèle hydrodynamique et de son modèle de suivi lagrangien. Afin d'obtenir des distributions les plus réalistes possible, je présenterai les hypothèses choisies pour caractériser les particules (tailles, formes, masses volumiques, vitesses de flottabilité) déployées dans le modèle hydrodynamique. Ce chapitre sera également l'occasion de discuter de la variabilité saisonnière des zones d'accumulations potentielles dans le bassin Nord-Occidental.

Pour finir, le Chapitre 4 permettra d'intégrer toutes les hypothèses développées jusque là à une modélisation à l'échelle du bassin Méditerranéen dans son ensemble. Pour cela, le modèle d'apports fluviaux de MP développé en amont sera utilisé pour calibrer le largage des particules aux embouchures des fleuves. De plus, afin de reproduire des scénarios réalistes de dispersion des particules dans les courants, l'effet de la dérive de Stokes sur l'hydrodynamique sera également intégré à la modélisation. La caractérisation des particules par une large gamme de vitesses de flottabilités me permettra d'étudier la répartition des MP en surface mais également en profondeur ainsi que l'échouage à la côte.

Chapitre 1

Contexte général

Plan du chapitre

1.1	La pollution plastique	6
1.1.1	Généralités	6
1.1.2	Sources	9
1.1.3	Impacts environnementaux et sociétaux	10
1.2	Les microplastiques : définition et méthodes de détection	11
1.2.1	Les microplastiques	11
1.2.2	Méthodes de détection	13
1.3	Transferts terre-mer : les fleuves, vecteurs de pollution	16
1.3.1	Les bassins versants	16
1.3.2	Quantification des microplastiques dans les fleuves	17
1.3.3	Modélisation empirique des exports de plastiques vers les océans	18
1.3.4	Modélisation conceptuelle des exports de plastiques vers les océans	19
1.4	Transport et accumulation dans les océans	20
1.4.1	Les gyres océaniques	21
1.4.2	Les vagues	24
1.4.3	Autres modes de transport liés au vent	25
1.5	La Méditerranée, une mer intercontinentale	26
1.5.1	Géographie	26
1.5.2	Circulation générale des masses d'eau	29
1.5.3	Quantification des microplastiques en surface	31

1.1 La pollution plastique

1.1.1 Généralités

1.1.1.1 Les matières plastiques

Les matières plastiques sont des polymères organiques synthétiques auxquels sont ajoutés des additifs afin de moduler leurs propriétés. Un polymère est défini comme un "*produit constitué de macromolécules caractérisées par un grand nombre de répétitions d'une ou de plusieurs espèces d'atomes ou de groupes d'atomes (motifs constitutionnels), reliées en quantité suffisante pour conduire à un ensemble de propriétés qui ne varient pratiquement pas avec l'addition ou l'élimination d'un seul ou d'un petit nombre de motifs constitutionnels*" (ISO 472, 2013). Un polymère est donc une chaîne de macromolécules assemblées entre elles. Les molécules polymérisées utilisées pour la formation des plastiques sont majoritairement extraites de l'industrie pétrochimique dont les matières premières sont le pétrole et les gaz naturels. Cependant, des alternatives commencent à être développées telles que les polymères issus de biomasses d'origine végétale (ex : à base d'amidon) ou encore les polyesters produits naturellement par fermentation bactérienne de sucres ou lipides (les PHAs).

Il existe une grande diversité d'additifs, chacun apportant au plastique une caractéristique qui lui est propre. Par exemple, les charges sont des substances solides non miscibles utilisées pour baisser les coûts de production ou modifier leur densité, les pigments sont utilisés pour la couleur, les plastifiants pour obtenir un matériau plus ou moins ductile, les retardateurs de flamme pour réduire ou empêcher les phénomènes de combustion, les stabilisants tels que les antioxydants ou les anti-UV pour ralentir la dégradation, les renforts pour moduler les propriétés mécaniques.

Il existe deux grands types de polymères parmi les matières plastiques : les thermoplastiques et les thermodurcissables. Les thermoplastiques sont constitués de chaînes linéaires, ils peuvent ainsi être déformés et remoulés par chauffage. Les thermoplastiques tels que le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS), le polyéthylène téréphtalates (PET) (ex : bouteilles d'eau), ou encore le polychlorure de vinyle (PVC) sont les plus utilisés au quotidien et peuvent souvent être recyclés (quand ils ne sont pas mélangés ou associés à des matériaux et additifs qui rendent le recyclage impossible). A l'inverse, les thermodurcissables sont des matériaux réticulés caractérisés par un durcissement chimique irréversible. Parmi eux se trouvent le silicone, les résines époxydes (ex : coques de bateau), le polyuréthane (ex : mousse d'isolation) ou les élastomères (ex : caoutchoucs synthétiques pour pneus, joints, isolants). Ils ne peuvent être ni fondus ni transformés, ils ne se recyclent donc pas.

1.1.1.2 Production

La première matière plastique synthétique est apparue en 1909, inventée par le chimiste belgo-américain Léo Baekeland qui lui a donné son nom : la bakélite. Cette découverte a révolutionné le quotidien en permettant la fabrication de nouveaux objets comme le premier disque conçu par Thomas Edison, le premier appareil photo compact par Kodak, des téléphones et postes de radio. Elle est encore utilisée de nos jours pour les manches de poêles, les prises d'interrupteurs de courant ou les boules de billard autrefois fabriquées en ivoire. C'est dans les années 1950, que la production de plastique à grande échelle a débuté et que son utilisation s'est démocratisée. Les matières plastiques se sont rapidement imposées partout dans notre quotidien de par leur faible coût de fabrication et d'achat, leur durabilité et toutes leurs caractéristiques modulables qui

permettent de nombreuses applications (légèreté, transparence, souplesse pour des applications variées dans les secteurs des transports, du bâtiment, de l'agroalimentaire, de la santé...). La production mondiale de plastique atteignait en 2018 les 359 millions de tonnes par an ([PlasticEurope, 2019](#)). En incluant la résine utilisée dans la filature des fibres textiles, la production mondiale dépasse aujourd'hui les 400 millions de tonnes par an ([Lenzing Group, 2016](#)).

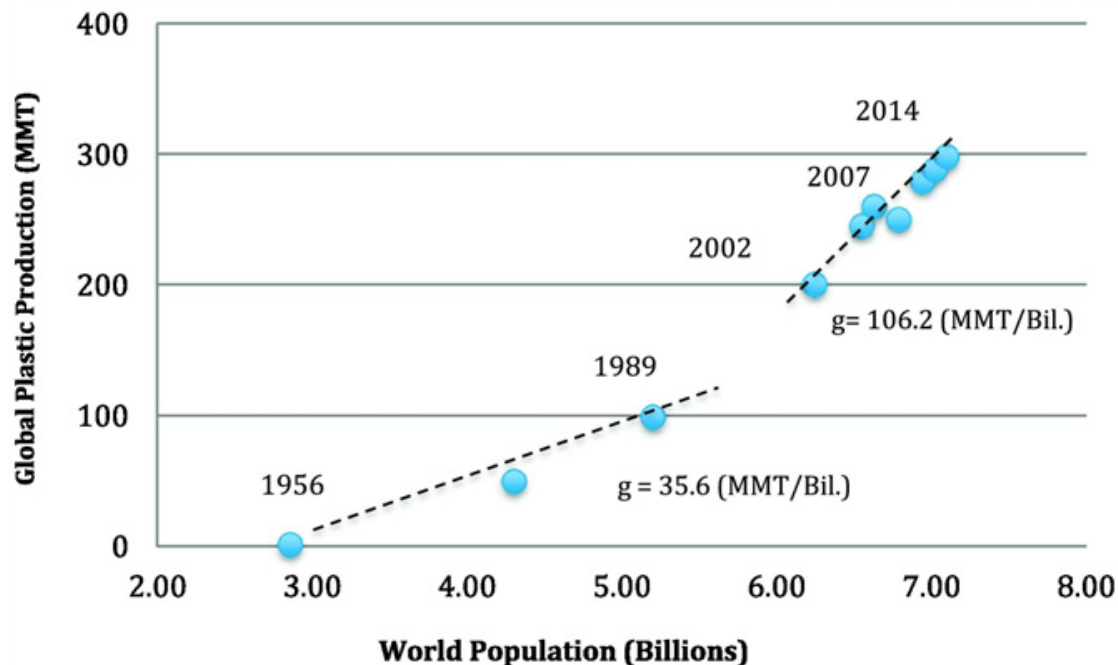


FIGURE 1.1 – Production mondiale de plastique en fonction de la croissance démographique entre 1956 et 2014 ([Andrady, 2017](#)).

L'augmentation de la production mondiale de plastique vis à vis de la croissance de la population n'est pas linéaire (Figure 1.1). La consommation de plastique par habitant est donc en nette augmentation. Cette observation peut être liée à l'expansion de l'utilisation des plastiques dans le secteur de l'emballage pour approvisionner une population croissante de consommateurs : environ 42 % de la production totale de résine polymère est réservée à l'emballage (hors fibres textiles, [Geyer et al., 2017](#)). La durée de vie des plastiques utilisés aujourd'hui est donc relativement courte. Ces plastiques à usage unique n'ont pas de valeur (pas ou très peu de consigne, pas de valeur marchande, peu de valorisation), ils se retrouvent donc en abondance parmi les déchets collectés ainsi que dans le milieu naturel. Ils sont ensuite transportés par le ruissellement des eaux de pluie et par les flux atmosphériques vers les cours d'eau et vers les océans. Des régions telles que la Méditerranée soumises à d'intenses épisodes de vents (tels que la tramontane et le mistral au Nord-Ouest ou le Sirocco au Sud) représentent d'importantes zones de fuite de ces déchets. Parmi les 10 déchets les plus ramassés lors de l'initiative internationale pour le nettoyage des côtes de 2017 ([Ocean Conservancy, 2018](#)), 6 sont des emballages utilisés dans l'agroalimentaire. Le secteur du Bâtiment Travaux Publics est le second plus grand consommateur de plastique (isolation, canalisation, peintures) pour lequel les activités de découpe, de décapage, de démolition génèrent de grandes quantités de microplastiques. Viennent ensuite les secteurs de l'automobile et de l'agriculture.

1.1.1.3 Fin de vie : de l'objet au déchet

Le déchet est défini comme un matériau, objet ou résidu qui n'a plus d'utilité ou de valeurs immédiate. La gestion des déchets plastiques n'a pas été anticipée lors de leur démocratisation

et les méthodes de tri, de recyclage et d'incinération avec récupération d'énergie se sont développées tardivement, bien plus lentement que leur production ne s'est expansée. Les déchets plastiques s'accumulent ainsi depuis des années dans des sites d'enfouissement et de stockage, dans des décharges closes et à ciel ouvert, légales et sauvages. Cette mauvaise gestion associée à la négligence coupable des citoyens font de l'environnement naturel et notamment des fleuves et du milieu marin, le réceptacle privilégié de ces déchets (Veiga et al., 2016). Ces déchets posent un réel problème écologique et sanitaire car ils sont persistants dans l'environnement.

En 2015, les déchets plastiques générés depuis 1950 avaient atteint les 6 300 millions de tonnes (Geyer et al., 2017). De ce nombre, environ 800 millions de tonnes (12 %) ont été incinérées, 600 millions de tonnes (9 %) ont été recyclées et les 4 900 millions de tonnes restantes (60 %) ont été jetées dans des décharges, des sites d'enfouissement ou perdus dans le milieu naturel (Figure 1.2). Sur la base des données disponibles limitées (PlasticsEurope, 2016 ; U.S. Environmental Protection Agency, 2014 ; Linzner et Salhofer, 2014), les taux de recyclage les plus élevés en 2014 étaient ceux de l'Europe (30 %) et de la Chine (25 %). Les taux d'incinération ont également augmenté au fil du temps pour atteindre les 40 % en Europe et les 30 % en Chine en 2014. Les Etats-Unis ainsi que le reste du monde présentent des taux de recyclage aux alentours de 9 % et des taux d'incinération de 16 %. De plus, seulement 10 % des plastiques recyclés le sont plus d'une fois. Les additifs, conférant aux plastiques d'innombrables propriétés, rendent ces matériaux polyvalents mais également difficiles à recycler et pour la plupart impossibles à assimiler par la nature (Geyer et al., 2017). Malgré leur toxicité avérée, nombreux sont les déchets plastiques qui finissent leur vie dans l'environnement et en particulier en milieu marin. Les déchets marins sont alors définis comme "tout matériau solide persistant, manufacturé ou transformé qui est jeté, évacué ou abandonné dans le milieu marin et côtier" (Galgani et al., 2010).

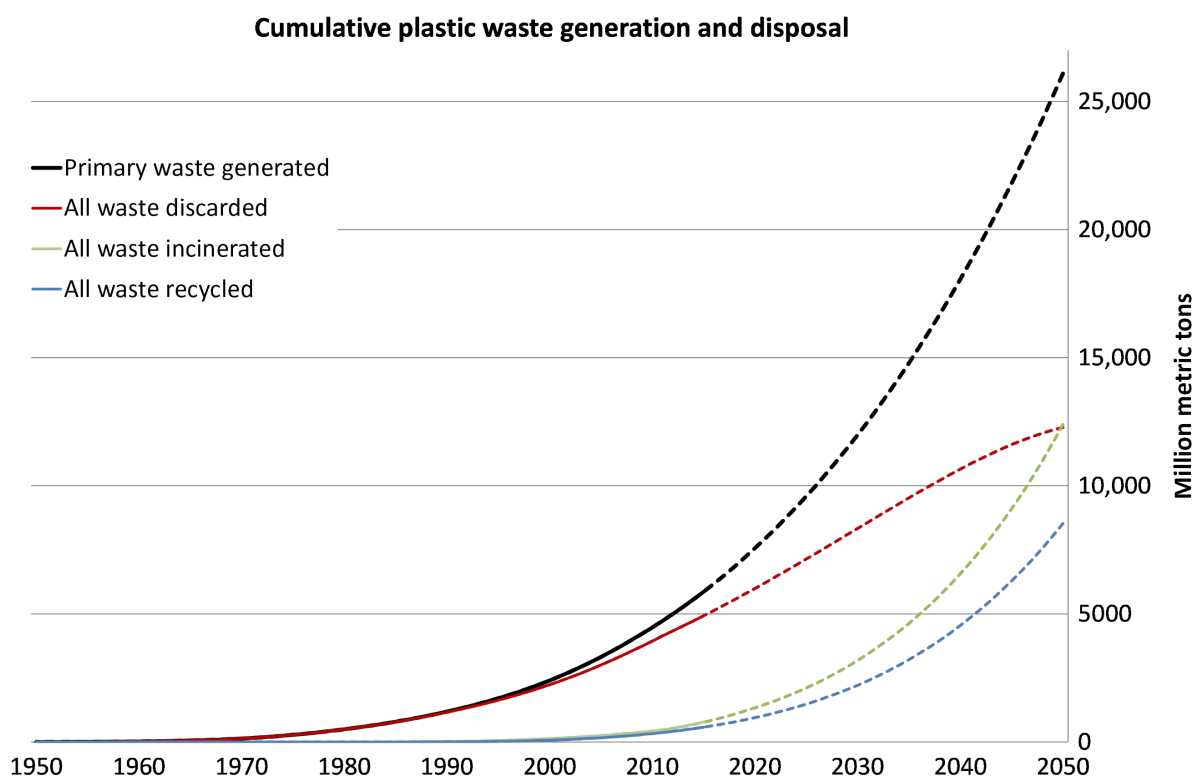


FIGURE 1.2 – Production et élimination cumulées des déchets plastiques (en millions de tonnes). Les lignes pleines montrent des données historiques de 1950 à 2015. Les lignes pointillées montrent les projections des tendances historiques jusqu'en 2050 (Geyer et al., 2017).

1.1.2 Sources

Les sources de plastiques dans le milieu marin sont diverses, elles peuvent provenir d'une part des activités anthropiques marines et d'autre part des activités anthropiques terrestres.

1.1.2.1 Sources maritimes

Parmi les activités anthropiques marines, le secteur dont la pollution est la plus visible est celui de la pêche (Andrady, 2011). Des filets nylons et des lignes de pêche sont fréquemment perdus ou abandonnés par les pêcheurs. De la même manière, les activités aquacoles sont polluantes en rejetant dans le milieu des poches, tubes, coupelles, filets utilisés en ostréiculture, mytiliculture ou conchyliculture (Cole et al., 2011). L'ensemble de ces macro-déchets se dégradent et se fragmentent pour devenir des microparticules. Le trafic maritime contribue aussi de manière considérable aux rejets de microplastiques dans les océans (Derraik, 2002). Les naufrages ainsi que les pertes fréquentes de conteneurs et autres chargements sont des sources non négligeables de rejets de débris plastiques le long des routes maritimes. Des études ont d'ailleurs corrélé des observations d'accumulation de déchets sur le plancher océanique avec des axes maritimes très empruntés (Galgani et al., 1995 ; Canals et al., 2013). De même, l'usure des peintures de coques et le nettoyage des ponts sont des sources de microplastiques majeures dans des zones telles que la mer Méditerranée où le trafic maritime est l'un des plus denses au monde. En dernier lieu, les objets plastiques (emballage alimentaire, mégot, briquet, etc) abandonnés volontairement ou involontairement sur le littoral, les plages, dans les bases de loisirs côtières et dans les zones portuaires font également partie des origines et transferts maritimes. Les sites de carénage et chantiers navals où les peintures de bateaux sont poncées, où de nombreux matériaux polymères sont usinés, constituent aussi des sources importantes de microplastiques.

1.1.2.2 Sources terrestres

Cela dit, bien que les incertitudes soient grandes en fonction des régions du monde, jusqu'à 80 % de la pollution plastique retrouvée dans le milieu marin proviendraient d'activités terrestres par opposition aux activités maritimes telles que la pêche (OSPAR, 2010 ; UNEP & GRID-Arendal, 2016). Les origines terrestres du plastique sont très diverses. Les eaux usées, les machines à laver via le lavage des textiles synthétiques, l'épandage des boues provenant des stations d'épuration, l'abrasion des pneus et des peintures de routes, les films plastiques, bâches et tuteurs utilisés dans l'agriculture, les décharges à ciel ouvert, les industries, les négligences et incivilités volontaires sont autant de sources terrestres qui inondent le milieu marin de déchets plastiques de toutes tailles, formes et compositions (Sundt et al., 2014 ; Kedzierski, 2017). Le transfert de ces polluants de l'intérieur des terres vers les océans se fait principalement via les précipitations, le ruissellement et les cours d'eau. Les transferts peuvent aussi être atmosphériques : les particules très volatiles telles que les fibres mais également de petits fragments sont facilement transportées par la circulation des masses d'air. Dris et al. (2016) ont estimé les retombées atmosphériques de microplastiques entre 53 particules et 110 particules par m² et par jour dans l'agglomération parisienne. Constant et al. (2020) ont estimé des dépôts moyens de 0.01 mg par m² et par jour à Perpignan. Les vents violents, tels que la tramontane ou le mistral dans le Golfe du Lion, sont susceptibles d'emporter avec eux de nombreux débris. Ces transferts atmosphériques permettent ainsi la propagation des microplastiques sur l'ensemble de la surface terrestre et maritime, jusqu'aux plus hauts sommets Alpains et aux plus lointaines neiges Arctiques (Bergmann et al., 2019).

Les précipitations entraînent le ruissellement des eaux sur toute la surface continentale, lessivant les sols et charriant ainsi de nombreux débris vers les fleuves (Horton et al., 2017). Des précipitations intenses peuvent aussi entraîner des épisodes de crue qui vont re-mobiliser tous les plastiques déposés sur les rives, lieux propices à leur fragmentation. A cela s'ajoutent les stations de traitement des eaux usées dont les installations ne permettent pas à ce jour de traiter efficacement certains polluants émergents tels que les microplastiques puisqu'ils ne font pas partie des normes soumises au cahier des charges des stations d'épuration (Directive Cadre sur l'Eau, Europe (2000) ; loi LEMA sur l'eau et les milieux aquatiques, France (2006)). Les égouts de nombreuses grandes villes sont également équipés de réseaux séparatifs, permettant aux eaux de pluie et de ruissellement provenant des rues et caniveaux de rejoindre directement les fleuves sans aucune filtration (Reoyo-Prats et al., 2017).

1.1.3 Impacts environnementaux et sociétaux

1.1.3.1 Impacts directs sur les organismes

Les recherches sur les impacts environnementaux des débris plastiques en milieu aquatique se sont accélérées ces dernières années (environ 2 400 publications dans le domaine de la biologie, de l'écologie et de la toxicologie, Klingelhöfer et al., 2020). Malgré cela, les impacts des déchets plastiques sur les écosystèmes sont encore peu connus. Les premières études décrivant les dommages causés par les plastiques sur la faune marine datent des années 1970 (estomacs de poussins albatros, Hawaï (Kenyon et Kridler, 1969) ; autres espèces d'oiseaux marins (Parslow et Jefferies, 1972) ; poissons (Marine Pollution Bulletin, 1971) ; tortues marines (Cornelius, 1975) ; mammifères marins (Forrester et al., 1975). A ce jour, 2 248 espèces connues sont affectées par cette pollution (d'après la base de données litterbase (Tekman et al., 2020) regroupant 1 197 publications). Tous les maillons de la chaîne alimentaire sont touchés, des mammifères (baleines, tortues marines, phoques, etc), poissons et oiseaux marins aux multiples invertébrés (vers, moules, huîtres, plancton, etc) et coraux. L'ampleur des effets délétères des plastiques sur la biologie est liée à plusieurs facteurs : les propriétés physiques (taille, forme, couleur) et chimiques (composition, réactivité) des débris, les caractéristiques des populations, des organismes, des organes ou encore des cellules cibles (nombre, alimentation, cycles de reproduction).

Les organismes peuvent être piégés dans ces déchets provoquant étranglement, incapacité de se nourrir ou de se déplacer (exemple des filets fantômes). Ils peuvent aussi ingérer de multiples débris et mourir par étouffement ou être affaiblis suite à l'accumulation de ces objets dans le système digestif ou dans les organes respiratoires. L'ingestion est donc moins fréquemment la cause de décès direct mais elle entraîne la fragilisation des organismes en affaiblissant leur système immunitaire, ce qui les rend vulnérables face aux maladies. L'ingestion concerne toutes les tailles de particules : des nanoplastiques et microplastiques (organismes filtreurs tels que les moules et les huîtres, plancton, invertébrés) aux méso et macro-plastiques (poissons, mammifères, oiseaux). Pour finir, le recouvrement de certains organismes (corail, éponges, coquilles) par des déchets peut aussi avoir un impact néfaste en empêchant les échanges d'énergie, de nutriment ou d'oxygène avec leur milieu (obstacle à la photosynthèse, bouleversement de communautés benthiques, risque de maladies).

1.1.3.2 Impacts indirects sur les organismes

Les déchets plastiques peuvent également être colonisés par divers organismes (Dussud et Ghiglione, 2014). Cette colonisation est appelée biofouling et entraîne la formation d'un biofilm à la surface des plastiques. De tels objets dérivants constituent ainsi un véritable moyen de

dispersion pour les organismes marins (Deudero et Alomar, 2015) et notamment pour des espèces invasives (Goldstein et al., 2012) et pathogènes (Harrison et al., 2011 ; Zettler et al., 2013 ; Pham et al., 2014) telles que des algues, des insectes ou des bactéries. Le biofouling peut également avoir un impact sur l'ingestion en rendant la particule plastique semblable à de la nourriture (Savoca et al., 2017).

D'autre part, au contact de l'eau, les plastiques synthétiques libèrent des substances toxiques, cancérogènes, mutagènes et des perturbateurs endocriniens (tels que les phtalates, le bisphénol A et autres additifs - Section 1.1.1.1). Ce phénomène est appelé désorption. Un seul mégot rejeté dans la nature peut, par exemple, polluer plusieurs centaines de litres d'eau par désorption des additifs chimiques tels que la nicotine (jusqu'à 1000 L selon Roder Green et al. (2014)). A l'inverse, d'autres polluants déjà présents dans l'eau, tels que des hydrocarbures, des pesticides, des métaux lourds et autres polluants organiques persistants peuvent venir se fixer par adsorption sur la surface des plastiques et être transférés d'un écosystème à un autre sur de longues distances (Rochman et al., 2013b,a). L'ingestion puis la digestion par des organismes de telles particules synthétiques chargées entraînent, par la suite, la diffusion d'un cocktail de polluants additivés ou adsorbés dans les tissus vivants (bio-accumulation) et contaminent ainsi l'ensemble de la chaîne alimentaire (Rochman et al., 2015).

1.1.3.3 Impacts économiques

Sur le littoral, l'accumulation de déchets représente aussi une nuisance visuelle et peut ainsi avoir un impact direct sur l'activité économique et touristique de la région. Le nettoyage des plages coûte aux collectivités entre 50 et 200 euros par kilomètre de plage nettoyé (Conservatoire du Littoral, 2010) et cela de façon quotidienne en période estivale. La pollution présente sur les fonds et dans la colonne d'eau a également un effet néfaste sur le tourisme en dégradant les sites fréquentés pour la pêche récréative et la plongée sous-marine. La perte de revenus touristiques a, par exemple, été estimée entre 29 et 37 millions de dollars pour l'île de Geoje en Corée du Sud après une période de pluies intenses ayant rejeté de grandes quantités de déchets plastiques sur les plages (Jang et al., 2014). Les débris plastiques peuvent aussi être des dangers pour le trafic maritime en provoquant d'importants dégâts sur les navires (pompes, ancres, gouvernails, hélices) ou sur le matériel de pêche (dégradation des filets). D'autre part, par la destruction des écosystèmes et l'affaiblissement des organismes, les plastiques peuvent engendrer une baisse des populations de poissons et d'invertébrés vivants dans les zones de pêche et de ce fait diminuent la rentabilité des activités de pêche. Les pertes financières liées à la présence des déchets dans les océans atteindraient les 8 milliards de dollars par an d'après le programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP, 2014).

1.2 Les microplastiques : définition et méthodes de détection

1.2.1 Les microplastiques

1.2.1.1 Définition

Cette thèse porte sur une catégorie spécifique de débris plastiques appelés microplastiques (Figure 1.3). Nous avons fait ce choix car la modélisation des flux nécessite de se baser sur des mesures *in situ* or la majorité des observations actuellement disponibles en milieu fluvial et marin concernent cette classe particulière de plastiques. Ceci est lié au fait que la quantification des débris de plus grande taille, appelés méso-plastiques et macro-plastiques, nécessite des protocoles

d'échantillonnage différents développés plus récemment (exemple du projet européen RIMMEL - "RIverine and Marine floating macro litter Monitoring and Modelling of Environmental Loading" - démarré en novembre 2015 dont les résultats sont en cours de publication).

Le terme "microplastiques" est utilisé pour la première fois par [Thompson et al. \(2004\)](#). Les microplastiques sont majoritairement définis comme étant des particules de plastique de taille inférieure à 5 mm ([Moore, 2008](#); [Arthur et al., 2009](#); [Frias et al., 2010](#)). Certaines études retiennent la limite inférieure théorique de 1 µm ([GESAMP, 2015](#)) et d'autres celle de 300 µm représentant la taille des mailles de filets à plancton utilisés en grande majorité pour leur échantillonnage. Il existe deux types de microplastiques, les microplastiques primaires et secondaires.

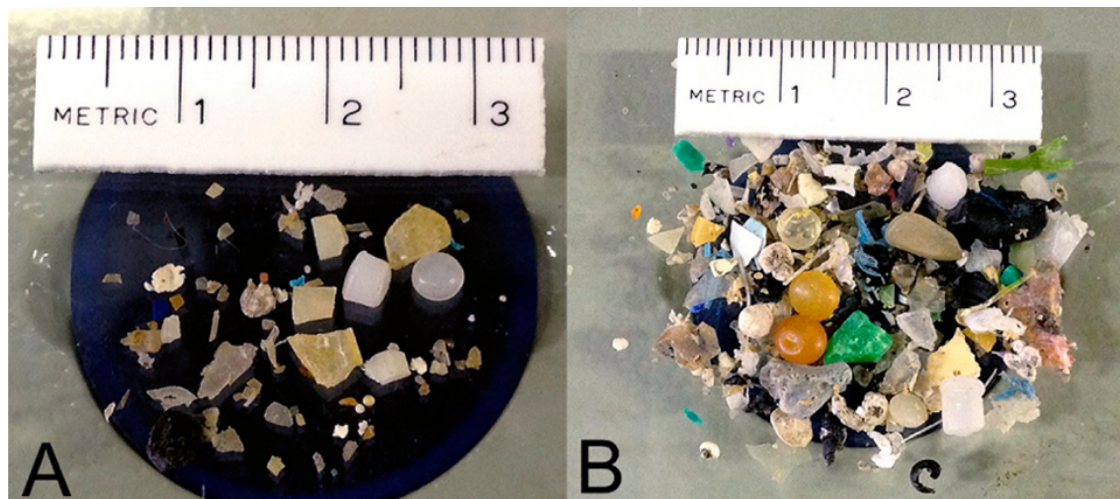


FIGURE 1.3 – Échantillons de microplastiques. Ils ont été collectés dans les eaux de surface des affluents de la baie de Chesapeake aux Etats-Unis, [A] Patapsco river et [B] Magothy river, à l'aide de filets à plancton en 2011 (issu de [Yonkos et al., 2014](#)). Cette figure illustre bien la grande diversité des microplastiques retrouvés dans le milieu naturel (fragments, granulés, sphères, fibres synthétiques, mousses, films de toutes tailles, formes et couleurs).

Les microplastiques sont moins visibles mais ils possèdent les mêmes caractéristiques toxiques que les macroplastiques. De par leur petite taille, leur effet néfaste pourrait même être plus critique car les voies de transfert et les niveaux d'expositions sont multipliés et concernent un plus grand nombre d'espèces ([Arthur et al., 2009](#)). En effet, présents en plus grand nombre ([Cózar et al., 2014](#); [Morét-Ferguson et al., 2010](#)), ils affectent l'ensemble de la chaîne alimentaire et ce sont eux qui jouent principalement le rôle de radeau dans la dispersion potentielle d'espèces bactériennes invasives ou pathogènes ([Galgani, 2015](#); [Goldstein et al., 2012](#); [Zettler et al., 2013](#)). Leur probabilité d'ingestion est augmentée du fait de leur petite taille : par filtration, respiration, prédation ou indirectement par transfert trophique ([Watts et al., 2017](#)). Ils sont susceptibles d'entraîner une malnutrition, une diminution du taux de croissance, la suppression de l'ovulation, la perturbation de la production d'enzymes ou d'hormones et/ou l'adsorption de toxines ([Galgani et al., 2010](#)).

1.2.1.2 Microplastiques primaires

Les microplastiques primaires sont produits en grande quantité pour diverses utilisations industrielles. Les granulés plastiques industriels (2 - 5 mm) peuvent être facilement refondus, extrudés et modelés pour fabriquer de plus gros objets. Les fuites vers le milieu naturel peuvent intervenir au cours du transport et lors des processus de transformation ou de nettoyage en industrie. Des microplastiques primaires sont également utilisés sous forme de microbilles ou poudres fines pour apporter à certains produits cosmétiques, peintures ou détergents des propriétés gommantes, exfoliantes, nettoyantes, abrasives ou encore un effet pailleté et brillant ([Boucher et](#)

Friot, 2017). Les microfibrilles synthétiques utilisées dans l'industrie textile peuvent aussi être considérées comme des microplastiques primaires. Ces deux derniers types de microparticules se retrouvent ainsi abondamment dans les eaux usées lors de leur simple utilisation ainsi que lors des lavages en machine. Napper et Thompson (2016) ont estimé à 700 000, le nombre de fibres relâchées par lavage de 6 kg de vêtements synthétiques. Les systèmes de traitement (même les plus efficaces) ne permettent pas, à l'heure actuelle, de filtrer la totalité de ces particules. Les eaux sortant des stations d'épuration peuvent contenir plus de 100 microplastiques par litre (Leslie, 2014).

1.2.1.3 Microplastiques secondaires

Les microplastiques secondaires sont quant à eux formés par la dégradation physique, chimique ou biologique des macroplastiques > 5 mm (GESAMP, 2015). Dans l'environnement, la fragmentation intervient naturellement sous l'action du vent, des vagues ou encore du rayonnement solaire. Les infrarouges favorisent entre autres cette désagrégation par chauffage des matériaux et les ultraviolets entraînent la photo-oxydation de la surface des plastiques (Andrady, 2011). Le vieillissement des plastiques est donc nettement accéléré sur les plages, les berges des fleuves et à la surface de la mer. A l'inverse, dans la colonne d'eau en dessous de la zone euphotique et sur les fonds marins, où les températures y sont plus basses, l'oxygène en faible quantité et le rayonnement UV filtré, la durée de vie des plastiques peut être rallongée de plusieurs dizaines voire centaines d'années (Andrady, 2011). Des processus biologiques, tels qu'une dégradation bactérienne, peuvent également entraîner la fragmentation des plastiques. Ajoutés à ces facteurs externes, d'autres facteurs propres aux matériaux, tels que la masse molaire, la cristallinité, la présence d'additifs, favorisent ou non sa fragmentation en microplastiques secondaires. Ces microplastiques secondaires sont plus répandus dans l'environnement marin (84.5 à 96.3 %) que les microplastiques primaires (3.7 à 15.5 %) d'après Sundt et al. (2014).

En conclusion, les microplastiques dans le milieu naturel existent donc sous de nombreuses formes (fibres, fragments, films, billes, mousses) et présentent des compositions chimiques extrêmement variées (nature des polymères qui les composent et additifs associés).

1.2.2 Méthodes de détection

Pour étudier les impacts des microplastiques sur les écosystèmes, leur quantification dans les fleuves et en mer est primordiale. De nombreuses études se focalisent ainsi sur cette problématique de quantification afin de développer des protocoles de mesure et d'analyse (synthèse de Hidalgo-Ruz et al. (2012)). Les méthodes utilisées pour la détection des microplastiques dans le milieu naturel varient selon le compartiment aquatique considéré.

1.2.2.1 Les compartiments du milieu marin

La première étude à avoir décrit la présence envahissante de microplastiques en mer fut Moore et al. (2001). Depuis, des microplastiques ont été retrouvés dans absolument tous les compartiments de l'interface terre-mer et du milieu marin (Figure 1.4) : dans les fleuves (Constant et al., 2020), les estuaires (Lahens et al., 2018), à la surface des océans (Cózar et al., 2014, 2015), sur les plages (Constant et al., 2019), dans la colonne d'eau (Lefebvre et al., 2019), sur les fonds marins (Kane et al., 2020) jusqu'aux canyons et fosses les plus profonds (fosse des Mariannes - Peng et al., 2018), intégrés aux sédiments benthiques (Woodall et al., 2014), dans les dépôts

atmosphériques (Constant et al., 2020), piégés dans les glaces de mer Arctique (Mohamed Nor et Obbard, 2014) et en Antarctique (Cincinelli et al., 2017) jusqu'à l'ensemble des organismes vivants appelé biota (Deudero et Alomar, 2015). Des estimations ont été faites pour certaines espèces : les poissons-lanternes du gyre nord atlantique contiendraient 12 à 24 000 tonnes de microplastiques (Davison et Asch, 2011). Ceci laisse à penser que l'ingestion du plastique par le biota pourrait accumuler autant de plastique que ce que l'on retrouve à la surface des océans (van Sebille et al., 2015).

La dispersion et le transfert des microplastiques entre tous ces compartiments dépend de leurs caractéristiques physiques telles que leur taille, forme ou masse volumique et des conditions de vent ou de courant. De plus, des processus physiques, chimiques et biologiques sont susceptibles de modifier leurs propriétés. Parmi ces processus, la fragmentation et la dégradation biologique des particules peuvent modifier leur taille, forme ou masse volumique et changer leur flottabilité. Le biofouling, c'est-à-dire la formation d'un biofilm à la surface du plastique dû à la colonisation par des bactéries et autres organismes, peut aussi augmenter la taille et la masse volumique des particules et entraîner un transfert dans la colonne d'eau de la surface jusqu'aux fonds océaniques. L'ingestion des microplastiques flottants par la faune marine peut également les intégrer à des pelotes fécales plus denses qui finiront par sédimenter.

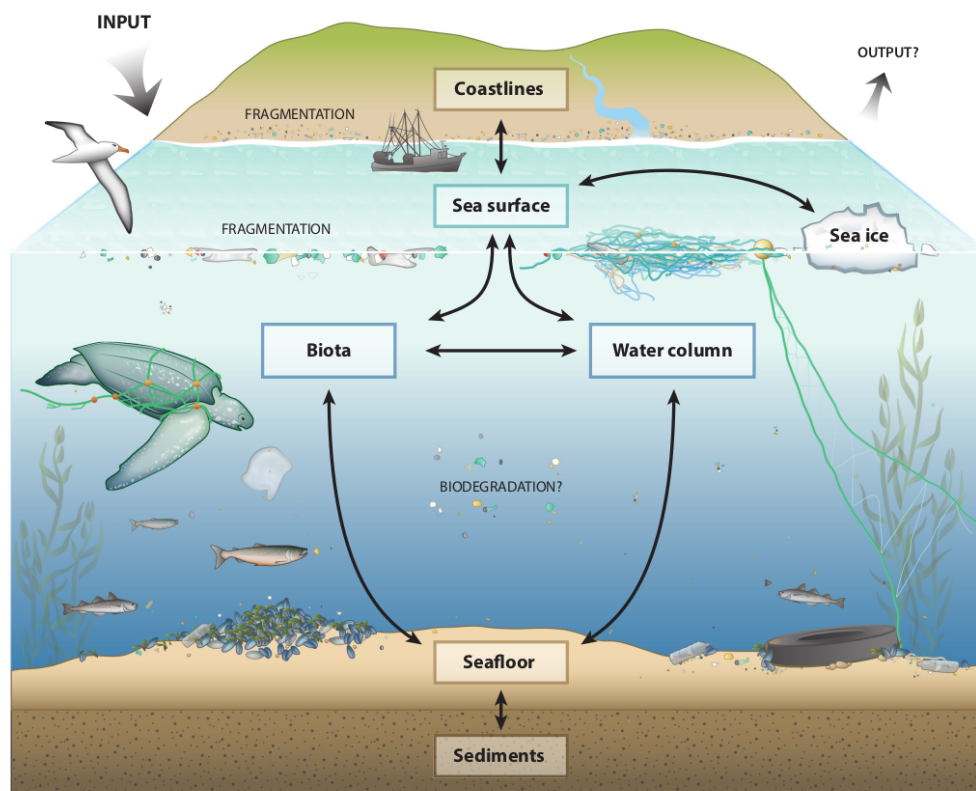


FIGURE 1.4 – Transferts de déchets plastiques entre les différents compartiments du milieu marin (Law, 2014).

De tous les compartiments, la surface et subsurface sont les plus critiques car c'est le lieu où se concentre la majorité de la biomasse. C'est, par exemple, dans cette couche de surface (zone euphotique) que se produit la production primaire du plancton grâce à la photosynthèse. La couche de surface constitue donc le compartiment où les organismes vivants sont les plus vulnérables. C'est également le compartiment que l'on parvient le mieux à échantillonner avec les techniques et protocoles actuels.

1.2.2.2 Échantillonnage des microplastiques

Les méthodes d'échantillonnage des microplastiques diffèrent en fonction des compartiments considérés. L'atmosphère peut être échantillonnée à l'aide de pompes à air (Dris et al., 2017) ou de collecteurs surmontés d'entonnoirs (Constant et al., 2020). La simple utilisation de quadrats et de truelles permet de collecter des échantillons sur les plages et les berges des fleuves (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Les microplastiques contenus dans les sédiments plus profonds (lit des fleuves, fonds marins) sont plus difficiles à prélever et nécessitent l'utilisation de carottages, de bennes à sédiments ou de chaluts de fond (Zobkov et Esiukova, 2017).

Finalement, la surface et la colonne d'eau peuvent être échantillonnées suivant divers protocoles. Que ce soit en milieu fluvial ou marin, la majorité des études utilisent des filets à plancton de type conique ou Manta (Figure 1.5) (Constant et al., 2020; Dris et al., 2015b; Mani et al., 2015; Yonkos et al., 2014). La caractéristique principale des filets est la taille de leurs mailles, elle varie entre 0.053 et 3 mm cependant la majorité des études (42 %) utilisent une maille de 0.3 - 0.333 mm (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Le principal avantage de l'utilisation d'un filet est qu'il permet d'échantillonner rapidement de grands volumes.

D'autres études rapportent l'utilisation de seau métallique (Miller et al., 2017), de bouteilles ou récipients en verre (Lin et al., 2018; Alam et al., 2019; Lahens et al., 2018), de bouteilles Niskin (Schmidt et al., 2018a), de tamis permettant de filtrer directement la couche de surface (Gray et al., 2018; Anderson et al., 2018) ou encore de systèmes de pompage sur tamis (Zhao et al., 2014; Wang et al., 2017; Rodrigues et al., 2018). Néanmoins, ces méthodes sont plus rarement utilisées car les volumes échantillonnés sont généralement plus petits, ce qui peut engendrer des biais dans l'estimation des concentrations.

Notre étude se focalisera donc principalement sur les microplastiques pouvant être échantillonnés avec des filets à plancton fixes (à partir des ponts ou berges) ou traînés en surface (par bateaux). Ces microplastiques sont en général peu denses et peuvent dériver en surface/subsurface des fleuves et des océans sur de longues distances et de longues durées. Des particules de densité plus élevée que celle de l'eau environnante peuvent également se retrouver dans les filets, notamment en milieu fluvial où les profondeurs sont plus faibles et le débit turbulent plus fort.

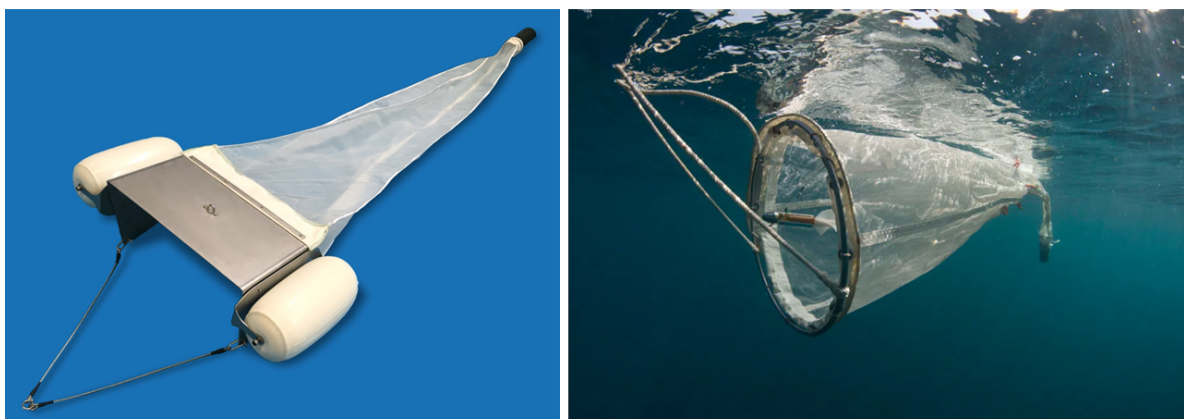


FIGURE 1.5 – Filet Manta et filet conique. Ces filets sont utilisés d'ordinaire pour l'échantillonnage de plancton et ont été adaptés plus récemment à la quantification des microplastiques en milieu aquatique. Un débitmètre mécanique est fixé dans la bouche du filet permettant de déterminer la quantité d'eau filtrée par le filet (les tours de l'hélice sont comptabilisées et mathématiquement convertis en unité de volume). Le collecteur situé au bout du filet peut être dévissé après échantillonnage afin de récupérer le filtrat qui sera traité ensuite en laboratoire.

1.2.2.3 Traitement en laboratoire

Le traitement en laboratoire des échantillons suivi du tri des microplastiques sont des étapes essentielles dans le processus de quantification de la pollution. Trois étapes se distinguent et s'enchaînent : l'élimination de la matière organique, la séparation par densité, et le tri visuel (Constant, 2019 ; Hidalgo-Ruz et al., 2012). Des filtrations et tamisages intermédiaires sont également effectués.

Les échantillons récupérés à l'aide des filets se présentent généralement comme un mélange constitué de matière organique (plancton, algues, coquilles), de sédiments et de microplastiques. La première étape consiste ainsi à éliminer la matière organique par digestion chimique ou enzymatique afin de faciliter le tri des microplastiques. Des oxydants tels que le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), l'hypochlorite de sodium ($NaClO$) ou la soude ($NaOH$) sont couramment utilisés pour cette étape.

La séparation par densité a pour objectif d'extraire le plastique des éléments restants plus denses composant le filtrat tels que les sédiments. Cette étape se base sur les différences de masses volumiques entre les différentes particules. La masse volumique des polymères composant les plastiques varient globalement entre 0.8 et 1.5 g.cm^{-3} . La masse volumique des sédiments est généralement plus élevée, comprise entre 1.5 et 3 g.cm^{-3} . Le filtrat est mélangé à une solution saturée en sel ($NaCl$, densité = 1.2), en chlorure de zinc ($ZnCl_2$, densité = 1.7) ou en iodure de sodium (NaI , densité = 1.8) en fonction de la densité des polymères ciblés. Après agitation mécanique, les particules d'intérêt se retrouveront en surface et les sédiments à éliminer dans le fond.

L'identification des particules se fait ensuite par tri minutieux à l'oeil nu pour les plus grosses particules ($> 1 \text{ mm}$) et à l'aide d'une loupe binoculaire ou d'un microscope pour les plus petits fragments. Cette étape se base donc sur les caractéristiques morphologiques des microplastiques (forme, couleur) et peut ainsi être très variable en fonction des observateurs. Pour les études les plus rigoureuses, le tri visuel est validé par une analyse structurale des particules. Des méthodes telles que la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR), la spectroscopie Raman ou spectrométrie de masse permettent d'identifier la signature physique ou chimique des particules analysées en comparant les spectres obtenus à une base de données de spectres de référence créée à partir de fragments de polymères connus et ainsi confirmer la nature de la particule analysée. Ces techniques permettent de diminuer le taux d'erreurs lié au facteur humain mais rendent l'analyse des échantillons encore plus longue, fastidieuse et coûteuse.

Aucune mission d'observation sur le terrain n'était initialement programmée dans le projet de thèse. Cependant, "l'équipe plastique" du CEFREM a eu l'opportunité d'être associée à la mission *Tara microplastiques 2019* (mai - novembre). Cette mission sur la goélette Tara m'a permis d'expérimenter les différents protocoles d'échantillonnage, de filtration et de tri des microplastiques décrits ci-dessus. Cette expérience de terrain m'a également permis d'avoir un oeil plus critique sur les mesures *in situ* issues de la bibliographie qui m'ont servie à développer les modèles de flux présentés dans le Chapitre 2.

1.3 Transferts terre-mer : les fleuves, vecteurs de pollution

1.3.1 Les bassins versants

La plupart des systèmes de transferts terrestres convergent vers les fleuves qui concentrent, de fait, les polluants. 87 % de la surface continentale totale est reliée aux océans par les fleuves

(Ludwig et Probst, 1998) qui constituent un apport important d'eau douce vers les océans ($\approx 44\,000 \text{ km}^3 \cdot \text{an}^{-1}$). Ils sont le moyen de transport privilégié pour les sédiments, polluants et autres particules dissoutes ou en suspension qui participent aux cycles géochimiques naturels et à la contamination des masses d'eau. Leur rôle dans le transfert des microplastiques vers le milieu marin est donc majeur, les fleuves sont de véritables vecteurs de rejet de pollution. L'ensemble des territoires connectés aux océans via les fleuves sont appelés bassins versants exoréiques, à différencier des bassins endoréiques dont les eaux de ruissellement n'atteignent pas les océans (Figure 1.6).

Le bassin versant est l'unité de base pour l'étude du fonctionnement hydrologique d'un fleuve et pour l'étude des apports fluviaux du milieu continental vers le milieu marin. Un bassin versant se définit comme étant l'ensemble de la surface continentale drainée par un cours d'eau et ses affluents. En tout point du bassin versant, l'écoulement des eaux de surface est dirigé vers son exutoire. Ses frontières dépendent de la topographie (élévation et pentes des terrains) mais également des modifications anthropiques du territoire. Le bassin versant permet d'étudier le cycle de l'eau dans sa continuité le long des versants jusqu'à l'exutoire, ainsi que tous les flux associés tels que les flux de sédiments ou de polluants comme les microplastiques. Il existe de nombreux types de bassins versants qui se différencient par leurs tailles, leurs caractéristiques morphologiques (pente, élévation, surface, forme), pédologiques (nature, structure et propriétés des sols) ou culturelles (occupation et travail des sols). Ces différents types de bassins versants peuvent avoir des comportements variés vis-à-vis de processus physiques tels que le ruissellement et l'érosion.

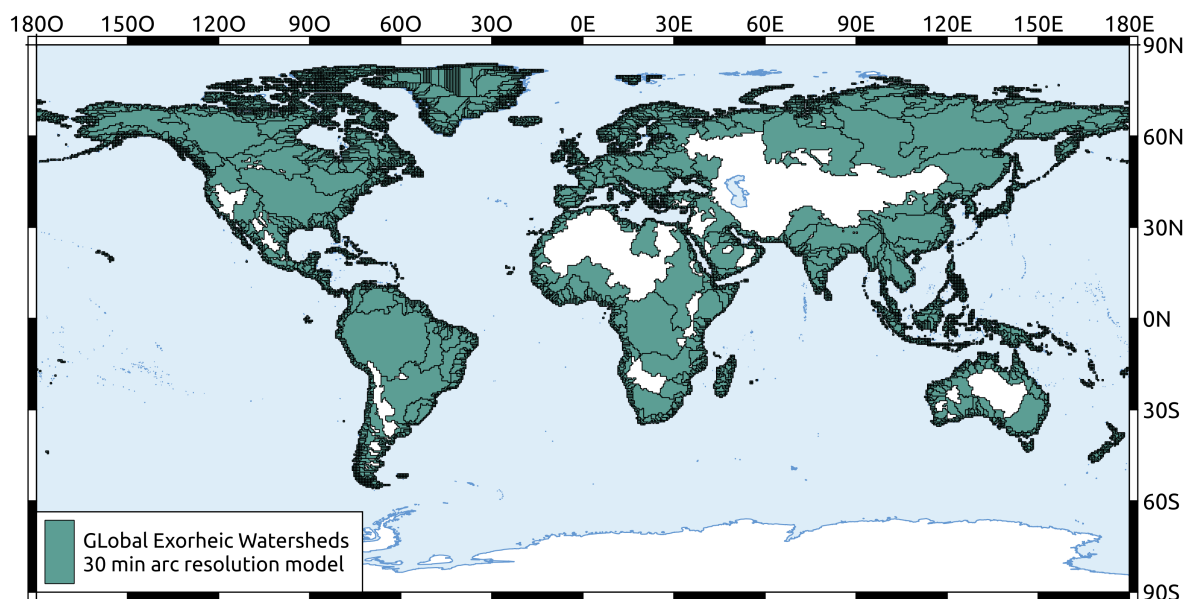


FIGURE 1.6 – Délimitation des bassins versants exoréiques à l'échelle globale. La résolution utilisée est de 30 minutes d'arc (adapté de Döll et Lehner, 2002).

1.3.2 Quantification des microplastiques dans les fleuves

Les premières études décrivant les fleuves comme étant la principale source de plastique dans les océans ont été publiées entre 2004 et 2005 (Thompson et al., 2004 ; Moore et al., 2005 ; Gregory et Andrady, 2005). Il a fallu une autre décennie pour développer les premiers protocoles d'échantillonnage permettant de quantifier cette pollution dans les fleuves (Los Angeles rivers (Moore et al., 2011), le Danube (Lechner et al., 2014), la Tamise (Morritt et al., 2014) ; la Tamar (Sadri et Thompson, 2014), la Seine (Gasperi et al., 2014)).

Il existe, à l'heure actuelle, une cinquantaine d'études qui font état localement des niveaux de contamination plastique dans les cours d'eau du monde entier (voir Chapitre 2). Ces études se concentrent généralement sur les microplastiques (< 5 mm). La faible résolution spatiale et temporelle des observations est directement liée aux techniques d'analyses encore trop longues, fastidieuses et coûteuses (tri et comptage humain, vérification des caractéristiques structurales des MP, particule par particule). Les protocoles d'échantillonnage ainsi que les unités rapportées varient considérablement d'une étude à l'autre. Dans l'ensemble les concentrations mesurées varient de plusieurs ordres de grandeur en fonction des lieux, des périodes de prélèvement et des méthodes utilisées. La variabilité peut atteindre jusqu'à 7 ordres de grandeur entre les différentes études. Des études rapportent aussi des variations temporelles importantes mesurées dans un même fleuve avec des protocoles identiques (par exemple 2 ordres de grandeur dans Yonkos et al., 2014; Faure et al., 2015; Constant et al., 2020). Ces variations s'expliquent principalement par les conditions hydroclimatiques et l'alternance des saisons qui impactent les taux de précipitation et l'intensité des débits fluviaux. Ceci implique que l'écoulement des eaux de pluie sur la surface des bassins versants joue un rôle important dans le transfert des plastiques vers les cours d'eau puis vers la mer. Il existe d'autres facteurs potentiels de contrôle des flux. Des études suggèrent que la densité de population (van der Wal et al., 2015; Lechner et al., 2014), les taux d'urbanisation et d'industrialisation dans les bassins versants (Yonkos et al., 2014) et la présence de barrières artificielles telles que les barrages ou réservoirs (Mani et al., 2015; Watkins et al., 2019; Tan et al., 2019) jouent un rôle important dans les apports fluviaux de plastique vers les océans.

En Europe, des études ont estimé que le Danube rejeterait chaque année entre 530 et 1500 tonnes de plastique en mer Noire (van der Wal et al., 2015; Lechner et al., 2014). Le flux annuel rejeté par le Rhin en mer du Nord est estimé entre 20 et 31 tonnes selon van der Wal et al. (2015). D'autres études montrent l'impact des stations d'épuration sur les concentrations en effectuant des mesures en amont et en aval des rejets (McCormick et al., 2014; Estahbanati et Fahrenfeld, 2016; McCormick et al., 2014, 2016). Une corrélation statistiquement significative a été mise en évidence par Yonkos et al. (2014) entre les concentrations de plastique dans les fleuves et les densités de population associées au taux d'urbanisation dans les bassins versants autour de la baie de Chesapeake aux Etats-Unis avec des concentrations atteignant 1.6 mg.m^{-3} après des fortes précipitations. En Asie, les échantillons issus du fleuve Yangtsé ont montré des concentrations allant de 0.9 à 4137 particules m^{-3} en fonction des protocoles utilisés (Xiong et al., 2019; Zhao et al., 2014).

Les études devraient fournir plus systématiquement des estimations de masse et ne pas se concentrer uniquement sur des mesures de concentration en nombre de particules. Le rapport entre nombre et masse est essentiel pour faire des bilans globaux et être en mesure de comparer les estimations aux statistiques mondiales de production de plastique. De plus, les études rapportent des mesures dans diverses unités (MP.km^{-2} ; MP.m^{-3} ; g.km^{-2} ; g.m^{-3}). A ce jour, cette grande diversité d'approches est l'un des principaux obstacles aux comparaisons spatiales et temporelles à grande échelle via l'utilisation de modèles. Pour une exploitation efficace des observations de terrain, il devient important de définir des critères méthodologiques spécifiques et normalisés pour étudier l'accumulation, la distribution et les caractéristiques physiques ou chimiques des microplastiques (exemple de la directive-cadre de l'UE *Marine strategy framework on Marine litter*, Galgani et al., 2010).

1.3.3 Modélisation empirique des exports de plastiques vers les océans

L'évaluation des risques liés à la pollution plastique nécessite de quantifier les flux géographiquement et temporellement. L'objectif est donc d'établir des bilans globaux d'émission de

plastique de l'intérieur des terres vers le milieu marin tout en affinant la compréhension des facteurs de contrôle de cette contamination. La quantification des flux aide également à identifier les lieux et les saisons où les rejets sont les plus critiques afin de mettre en place des solutions adaptées de surveillance et d'atténuation des sources.

Le premier modèle de quantification des stocks terrestres de plastique dans la zone côtière (50 km des côtes) à l'échelle mondiale a été publié par [Jambeck et al. \(2015\)](#). Leurs estimations se basent sur un nouveau paramètre, appelé "*Mismanaged Plastic Waste*" (MPW) - le taux de déchets plastiques mal gérés - caractérisant l'ensemble des déchets plastiques jetés directement dans l'environnement ou stockés de façon inadéquate en décharges sauvages ou sites d'enfouissement à ciel ouvert et susceptibles de finir leur vie dans les océans. C'est un paramètre théorique calculé à partir de données statistiques socio-économiques, telles que les PIB nationaux, la production, le tri, le traitement des déchets et les proportions de plastique dans les déchets ([Hoornweg et Bhada, 2012](#)). En se basant sur la population vivant dans les 50 premiers kilomètres côtiers, [Jambeck et al. \(2015\)](#) estiment des fuites de plastique vers les océans de l'ordre de 4.8 à 12 Mt.an⁻¹. D'après cette étude, les 15 pays les plus polluants, exclusivement situés en Asie et en Afrique, regrouperaient 82 % du MPW mondial.

Bien que la majorité de la population mondiale soit concentrée dans les zones côtières ([Small et Nicholls, 2003](#)), les réseaux fluviaux permettent aux populations vivant à l'intérieur des terres de contribuer grandement aux rejets de plastique dans les océans. Le transport des débris plastiques s'effectue alors sur de longues distances comme c'est le cas pour les flux de carbone organique ([Ludwig et Probst, 1996](#)), d'azote ([Gruber et Galloway, 2008](#)) et autres composés géochimiques. Deux études ont ainsi succédé à la première étude de quantification des stocks associés aux populations côtières et évaluent les contributions des populations vivant dans les bassins versants à l'échelle globale connectées aux océans via les systèmes fluviaux ([Lebreton et al., 2017](#); [Schmidt et al., 2017](#)).

Ces deux modèles cités précédemment se basent sur des analyses en régressions statistiques. Il s'agit d'une méthode empirique qui repose essentiellement sur des mesures *in situ* mais qui ne simule pas explicitement les processus physiques. Les bassins versants sont considérés comme des boîtes noires pour lesquelles seuls les flux d'entrée et/ou de sortie comptent. Ces modèles statistiques sont largement employés car ils sont simples d'utilisation et donnent de bons résultats lorsque de nombreuses observations de terrain sont disponibles. Le calage des paramètres nécessite des jeux de données suffisamment conséquents pour que le modèle puisse être considéré comme robuste. Cette condition est pour le moment difficile à remplir, étant donné le peu d'observations disponibles. [Lebreton et al. \(2017\)](#) ne considèrent ainsi que 30 mesures dans leur modèle et [Schmidt et al. \(2017\)](#) en dénombrent 240 (lorsque les mesures effectuées à une même station de prélèvement sont moyennées entre elles, cela mène à 68 valeurs moyennes).

[Lebreton et al. \(2017\)](#) estiment un apport annuel global de plastique provenant des fleuves vers les océans entre 1.15 et 2.41 Mt.an⁻¹ avec une contribution largement dominante des fleuves du continent asiatique. [Schmidt et al. \(2017\)](#) estiment des flux globaux entre 0.41 et 4 Mt.an⁻¹.

1.3.4 Modélisation conceptuelle des exports de plastiques vers les océans

Il existe d'autres approches de modélisation pour la quantification des flux de plastiques vers les océans.

Pour l'Europe, [Siegfried et al. \(2017\)](#) ont développé un modèle d'estimation des flux de microplastiques contenus dans les eaux usées et rejetés vers le milieu marin. Ils n'ont pas tenu compte des autres sources de microplastiques telles que la fragmentation des macrodéchets. Leur

approche se base sur un modèle existant d'estimation des flux de nutriments dans les fleuves, nommé Global NEWS (*Nutrient Export from WaterSheds*). Les paramètres d'entrée de leur modèle sont les densités de populations connectées aux systèmes de traitement des eaux usées, les taux d'efficacité des stations et les estimations de rejets de microplastiques par habitant (produits d'hygiène et d'entretien, fibres textiles issues des lavages en machine et usure des pneus sur les routes - d'après Sundt et al., 2014). Ils ont estimé que les fleuves européens avaient exporté environ 14 400 tonnes de microplastiques vers la mer du Nord, la mer Baltique, la mer Noire, la mer Méditerranée et l'océan Atlantique en 2000.

Cette dernière approche a ensuite été reprise par van Wijnen et al. (2019) qui l'ont adaptée à l'échelle globale en considérant un plus grand nombre de sources. Ils ont ainsi développé le modèle GREMiS (*Global Riverine Export of Microplastics into Seas*) qui prédit les rejets mondiaux de microplastiques des fleuves vers les océans. Leur estimation globale des flux de microplastiques est de 47 000 tonnes par an. Leurs résultats mettent en évidence une variabilité spatiale en fonction des régions du monde avec des zones de forte contribution telles que l'Asie du Sud-Est ou l'Amérique du Sud. Selon leur modèle, bien que la variabilité en fonction des pays soit forte, 80 % des microplastiques exportés par les fleuves dans les océans proviendraient de la dégradation des macroplastiques (microplastiques secondaires) et les 20 % restants seraient des microplastiques primaires issus des stations d'épuration (produits d'hygiène et d'entretien, cosmétiques, fibres synthétiques) et de l'usure des pneus sur les routes.

Les estimations issues de ces derniers modèles conceptuels diffèrent grandement des flux calculés par les modèles empiriques de Lebreton et al. (2017) et Schmidt et al. (2017), décrits dans la section précédente. Schmidt et al. (2017) proposent deux scénarios d'apports fluviaux de microplastiques, l'un donne 0.21 à 1.12 millions de tonnes par an et l'autre 1.72 à 4.38 millions de tonnes par an soit 1 à 2 ordres de grandeur de plus que les flux calculés à partir du modèle de van Wijnen et al. (2019). Une autre différence notable réside dans la répartition spatiale des flux et notamment dans les contributions des grands fleuves. Par exemple, le Yangtsé contribue à hauteur de 50-60 % des exports totaux dans le modèle de Schmidt et al. (2017) alors que le modèle GREMiS prédit une contribution de seulement 9 % pour le Yangtsé. De même, le poids du Yangtsé dans l'étude de Lebreton et al. (2017) est majeur.

Ces écarts nous ont fait remettre en question les estimations issues de Lebreton et al. (2017) et Schmidt et al. (2017) qui sont le plus communément reprises par la communauté scientifique. C'est pourquoi, ces deux dernières études sont plus largement décrites et discutées dans le Chapitre 2 de la thèse. Grâce à un enrichissement des bases de données sur les microplastiques dans les fleuves, cette thèse met en évidence une succession d'erreurs méthodologiques qui, une fois corrigées, mènent à une réévaluation des flux globaux plus proches des estimations proposées par Siegfried et al. (2017) et van Wijnen et al. (2019).

1.4 Transport et accumulation dans les océans

Une fois rejetés par les fleuves dans le milieu marin, les déchets peuvent rester en zone côtière ou parcourir des milliers de kilomètres au gré des courants. La circulation océanique permet notamment de transporter et d'accumuler ces déchets plastiques dans des zones très éloignées des côtes et des routes maritimes majeures. De nombreux processus gouvernent ainsi le transport des microplastiques dans les océans (Figure 1.7, van Sebille et al., 2020).

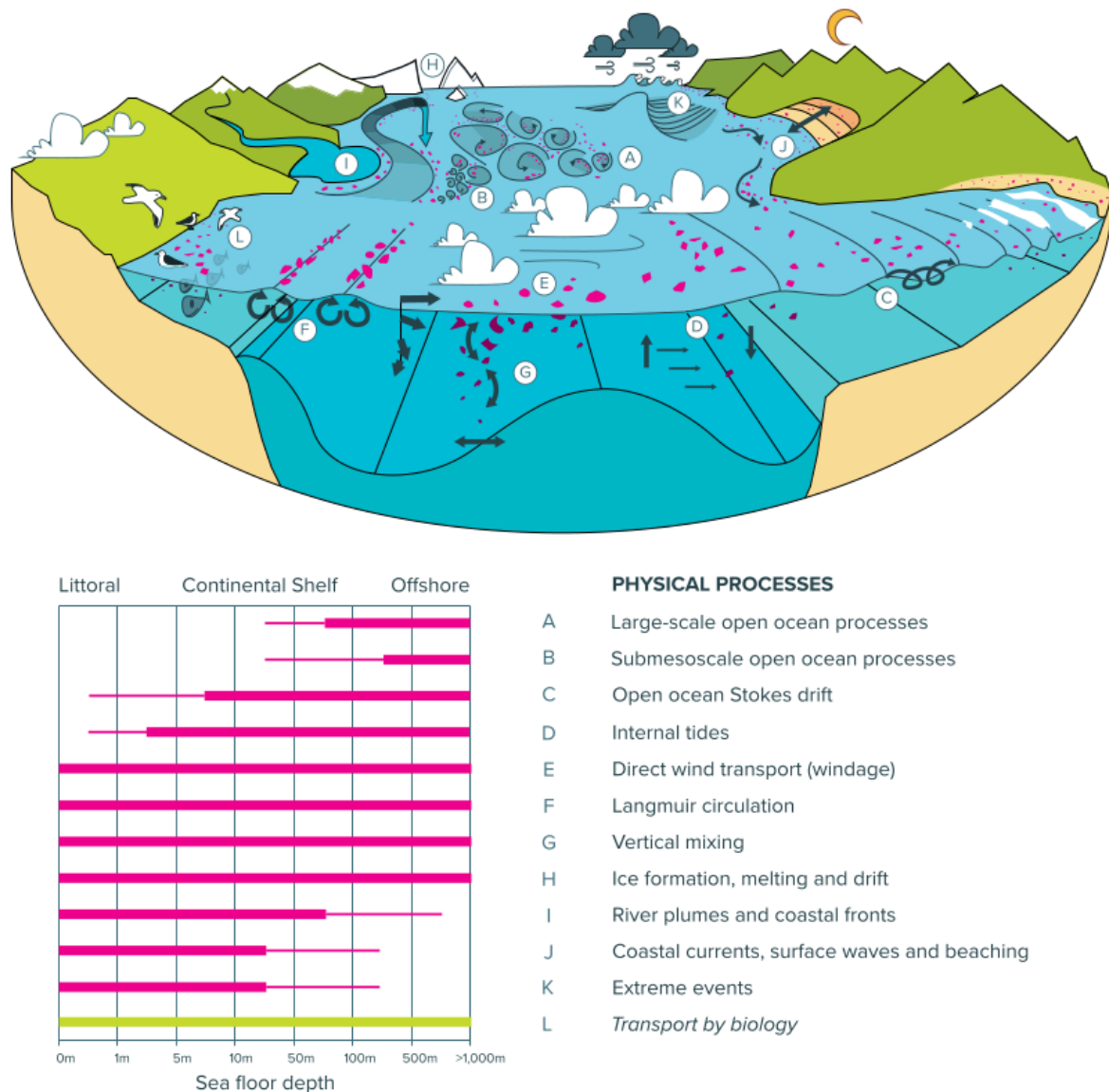


FIGURE 1.7 – Schéma des processus physiques susceptibles d'affecter le transport des débris plastiques dans l'océan. Les microplastiques sont représentés par les particules roses. Le tableau indique dans quelles zones les processus ont lieu : proche du littoral, sur le plateau continental ou en zone hauturière (van Sebille et al., 2020).

1.4.1 Les gyres océaniques

C'est en étant témoin de l'accumulation phénoménale de microplastiques au centre des gyres océaniques subtropicaux que des explorateurs ont incité le grand public et les chercheurs à s'intéresser à ces problématiques. L'océanographe et skipper *Charles J. Moore* a été le premier à découvrir la zone d'accumulation du gyre nord-pacifique qu'il a surnommé "*the great pacific garbage patch*" en 1997. Le navigateur *Patrick Deixonne* a ensuite initié les *expéditions 7ème continent* après avoir constaté l'ampleur de la pollution dans le gyre nord-atlantique lors de sa traversée en solitaire à la rame de l'océan Atlantique en 2009.

1.4.1.1 Formation des zones d'accumulation dans les océans

Dans les océans, ce sont les courants de grande échelle qui sont responsables du transport des débris plastiques sur de grandes distances, permettant les transferts de particules entre les principaux bassins (processus A, Figure 1.7). Ces courants majeurs sont les plus connus car ils sont étudiés depuis les années 1970 (*Global Drifter Program*, 1979). L'océanographie physique à grande échelle s'appuie sur la théorie fondamentale de la dynamique des fluides géophysiques (Pedlosky, 1987) dont les premières observations océaniques datent du début du XXe siècle. La circulation thermohaline, dont le moteur correspond aux échanges de chaleur et d'eau entre l'océan et l'atmosphère, se manifeste par des courants induits par les différences de densité entre des masses d'eau de température et de salinité variables, et par la force de Coriolis.

Les gyres de grande échelle dans les océans

Les gyres subtropicaux sont des cellules en rotation qui font plusieurs milliers de kilomètres de diamètre. Ils sont créés par les couples de vent, soufflant d'ouest aux moyennes latitudes et d'est (les Alizés) en région tropicale. Sous l'effet de la rotation de la terre, ces vents produisent un transport d'eau dit d'Ekman, à 90° sur la droite du vent dans l'hémisphère nord ce qui se traduit par une convergence liée à un déplacement vers le sud des masses d'eau situées au nord et vers le nord des masses d'eau situées au sud. Cette convergence crée une bosse à la surface et donc une surpression. La force de pression radiale qui en résulte produit des courants eux-mêmes soumis à la force de Coriolis qui les fait dévier sur la droite. C'est l'équilibre géostrophique qui se traduit *in fine* par des courants qui tournent anticycloniquement autour de la bosse (dans le sens horaire dans l'hémisphère nord).

Il existe 5 zones de convergence majeures correspondant aux cinq gyres subtropicaux (Figure 1.8) : deux dans l'océan Atlantique (au Nord et au Sud), deux dans l'océan Pacifique (au Nord et au Sud) et un dans l'océan Indien. La composante radiale du flux de surface dirigée vers l'intérieur explique la convergence et l'accumulation de débris flottants tels que les microplastiques dans leur cœur (Barnes et al., 2009 ; Lebreton et al., 2012 ; Brach et al., 2018). A l'inverse, les zones de divergences correspondent aux gyres subpolaires et à certaines parties de l'océan Austral. Les gyres formés y sont cycloniques avec une composante radiale dirigée vers l'extérieur, ce qui explique la divergence et les concentrations beaucoup plus faibles de microplastiques flottants (Maximenko et al., 2012 ; Law et al., 2014). La bonne connaissance de la théorie d'Ekman et du mouvement géostrophique a ainsi permis de prédire et de comprendre rapidement la distribution des microplastiques flottants à l'échelle des océans (Onink et al., 2019 ; Kubota, 1994 ; Martinez et al., 2009).

Les eaux qui convergent dans les régions subtropicales plongent ensuite à des profondeurs de quelques centaines de mètres, ce processus est appelé pompage d'Ekman. Cette vitesse verticale de descente est néanmoins trop faible pour contrer la vitesse d'ascension des plastiques flottants de faible densité (Poulain et al., 2019 ; Reisser et al., 2015) qui tendent à rester en surface.

Les gyres de méso et sub-mésoéchelle dans les océans

Indépendamment des gyres de grande échelle, l'océan est riche en tourbillons de mésoéchelle (processus B, Figure 1.7). Ce sont des tourbillons en rotation lente, avec un diamètre de plusieurs dizaines à centaines de kilomètres et atteignant des profondeurs de quelques centaines à quelques milliers de mètres. Leur durée de vie est de l'ordre de plusieurs semaines voire plusieurs années

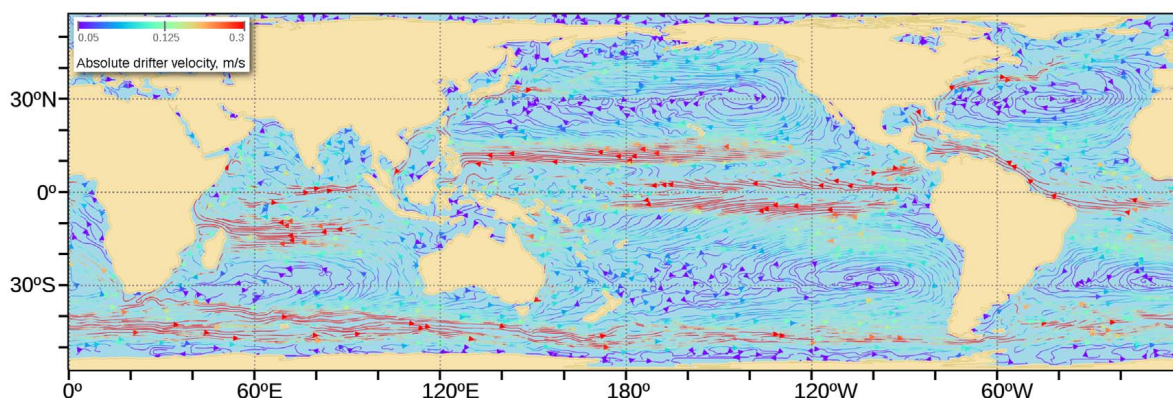


FIGURE 1.8 – Mise en évidence des gyres océaniques subtropicaux dans les océans. Schéma des courants océaniques de surface de grande échelle basé sur les vitesses moyennes des dériveurs de surface. Les gyres subtropicaux où l'accumulation des microplastiques a été observée correspondent aux tourbillons centrés autour des latitudes 30°N et 30°S dans l'océan Pacifique, l'océan Atlantique et l'océan Indien (van Sebille et al., 2020).

(Chelton et al., 2011). Les tourbillons de mésoéchelle, en mobilisant les eaux de surface, forment des fronts et des filaments entre eux, qui, en devenant instables, entraînent d'autres tourbillons dits de sub-mésoéchelle. Ils sont plus petits (1-10 km de diamètre) et évoluent plus rapidement, leur durée de vie est de quelques jours à quelques semaines seulement (McWilliams, 2019 ; Fox-Kemper et al., 2011 ; Thomas et al., 2008). Au même titre que pour les gyres de grande échelle, certains tourbillons sont cycloniques (composante radiale du flux de surface vers l'extérieur) et d'autres anticycloniques (composante radiale vers l'intérieur). Les tourbillons anticycloniques de méso et sub-mésoéchelle tendent donc aussi à retenir en leur centre les débris marins et semblent même plus efficaces dans ce processus d'accumulation. La dérive vers l'ouest des structures de mésoéchelle à durée de vie longue est alors susceptible de transporter des microplastiques sur plusieurs milliers de km à la surface des océans (d'après des observations de trajectoires de drifteurs et des températures et salinités de surface, Dong et al., 2011, 2014).

La prise en compte des tourbillons de mésoéchelle a notamment montré une connexion entre le gyre de l'océan Indien et le gyre océanique du Pacifique Sud par la Grande Baie d'Australie et la mer de Tasmanie (Maes et al., 2018). Des échanges se produisent aussi entre l'océan Indien et le gyre Sud Atlantique par les "fuites" du courant des Aiguilles au niveau de la pointe africaine (Beal et al., 2011 ; van Sebille et al., 2011). D'autres structures quasi-permanentes de petite échelle, appelées striations (Maximenko et al., 2008 ; Belmadani et al., 2017), peuvent également jouer un rôle dans le transport des plastiques flottants entre les bassins. L'ensemble de ces structures de méso et sub-mésoéchelles constituent ainsi des voies de sortie possibles pour les plastiques ayant convergé au cœur des gyres subtropicaux (Maes et al., 2016). Ces processus de dispersion sont encore mal connus et représentent un défi pour la modélisation hydrodynamique des océans et la simulation du transport des plastiques.

1.4.1.2 Quantification des microplastiques dans les gyres

Les premières campagnes de mesure de concentration en microplastiques se sont ainsi focalisées sur ces gyres subtropicaux afin de fournir une description plus précise de ces zones d'accumulation s'étendant sur plusieurs millions de km² (Cózar et al., 2014 ; Eriksen et al., 2014 ; Law, 2010 ; Law et al., 2014). Par mer calme, 100 % des filets tractés contenaient des microplastiques. Les quantités de plastiques (< 200 mm) flottants dans les océans sont de l'ordre de 10⁴ à 10⁵ tonnes (7 000 à 35 000 t (Cózar et al., 2014), 66 140 t (Eriksen et al., 2014), 236

000 t (van Sebille et al., 2015)). Ces estimations massiques correspondent à l'accumulation de plus de 10 000 milliards de particules à la surface des océans.

De par sa taille et par la présence du Kuroshio (courant majeur longeant les côtes de l'Asie), le bassin Nord Pacifique présente la plus forte accumulation en plastique. La variabilité des estimations entre les différentes études reste néanmoins très grande (Figure 1.9). Une estimation précise des stocks de microplastiques accumulés dans ces gyres est complexe car les gyres subtropicaux présentent une grande hétérogénéité (Brach et al., 2018) et leurs frontières sont diffuses et non stationnaires, c'est à dire changeantes dans l'espace et dans le temps (Lebreton et al., 2018). De plus, les plastiques ne sont pas forcément piégés indéfiniment dans ces gyres et sont susceptibles de continuer leur dérive lente en passant d'un bassin à l'autre (van Sebille et al., 2020).

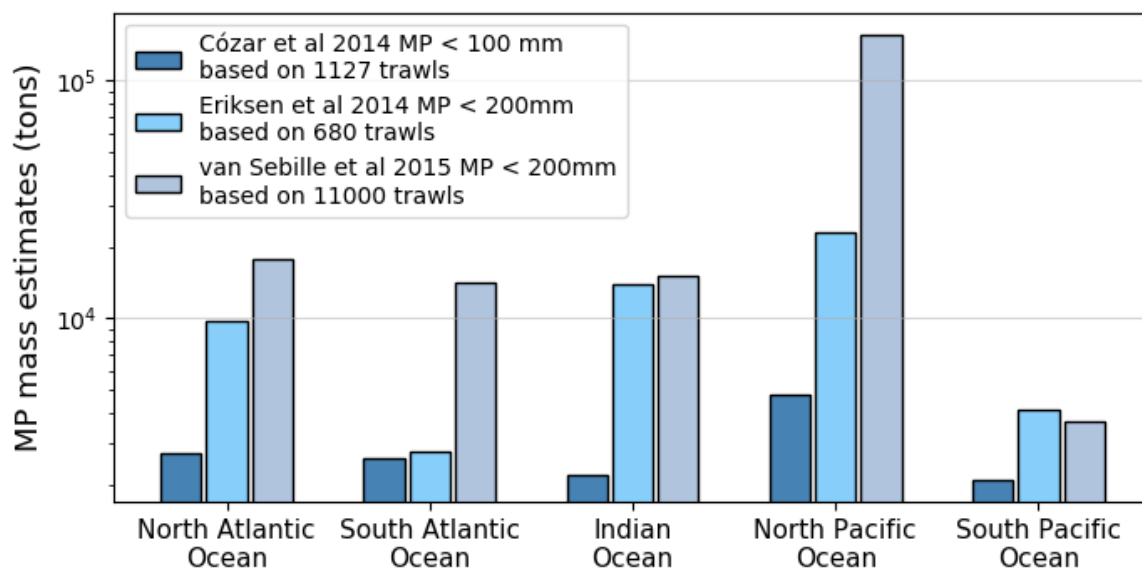


FIGURE 1.9 – Estimations des stocks de microplastiques à la surface des océans. Ces estimations sont basées sur différents jeux de données d'échantillonnages en mer avec application de corrections liées au vent et sur différents modèles de circulation océaniques : d'après Cózar et al. (2014) (MP < 100 mm) basé sur le modèle de Maximenko et al. (2012); d'après Eriksen et al. (2014) (MP < 200 mm) basé sur le modèle de Lebreton et al. (2012); et d'après van Sebille et al. (2015) (MP < 200 mm).

1.4.2 Les vagues

La dérive de Stokes

Une vague est une déformation de la surface de l'eau le plus souvent liée à l'action du vent (processus C, Figure 1.7). L'énergie éolienne est transformée pour générer des ondes de gravité qui se propagent sur la surface libre d'un fluide. Dans une vague, les particules d'eau se déplacent en décrivant des orbites circulaires dans le plan vertical. Par rapport au sens de propagation de la vague, les particules avancent plus vite au sommet de la vague, qu'elles ne reculent dans le creux de la vague. Une particule flottant à la surface de l'océan subit ainsi une dérive dans la direction de propagation de la vague, connue sous le nom de dérive de Stokes (Stokes, 1847).

Les vagues sont plus lentes à se former mais sont plus persistantes que les vents, et, une fois qu'elles ont évolué en vagues de houle, elles peuvent parcourir de longues distances avec une faible dissipation (Webb et Fox-Kemper, 2015). Même si la dérive de Stokes est un effet de

second ordre, elle joue un rôle significatif (McWilliams et Restrepo, 1999) dans la dispersion des débris flottants (par exemple, observations de particules plastiques en mer du Japon en hiver, Iwasaki et al., 2017). La dérive de Stokes peut également entraîner une fuite de particules hors de l'océan Indien (Dobler et al., 2019) et peut faire en sorte que les particules traversent les forts courants comme le Courant Circumpolaire pour atteindre la côte de l'Antarctique (Fraser et al., 2018). À l'échelle mondiale, la dérive de Stokes ne contribue pas en soi à l'accumulation des microplastiques dans les régions subtropicales, mais entraîne plutôt un transport accru vers les régions polaires où les vagues générées par les tempêtes sont plus importantes et plus fréquentes (Onink et al., 2019).

Comme la dérive de Stokes dépend fortement de la forme des orbites décrites par les vagues, des changements rapides dans les ondes peuvent entraîner des changements rapides dans le transport des particules. Cela joue un rôle notamment lors de tempêtes et en zone côtière, où les vagues se raidissent rapidement, augmentant la dérive de Stokes, et finissent par se briser. Cette modification des vagues est cruciale dans le processus d'échouage des débris plastiques. Les vagues de tempête raides qui se développent peuvent également "saisir" les plastiques et les sédiments de la plage et les transporter au large, tandis que les vagues plus douces, qui demeurent après que le vent cesse, ramènent lentement les plastiques et les sédiments sur le rivage (Chubarenko et Stepanova, 2017).

Les ondes internes

Des "vagues sous-marines", appelées ondes internes de longueur d'onde allant jusqu'à la centaine de km, sont générées par les reliefs sous-marins tels que les bancs, les récifs ou les talus continentaux (Hibiya, 1990) et se propagent au niveau des interfaces entre les différentes masses d'eau (processus D, Figure 1.7). Le site le plus courant où sont générées ces ondes internes est le talus continental et le mécanisme générateur le plus courant est la marée, on parle alors de marée interne. Lorsque les courants de marée constants sur la verticale sont incidents au talus, l'effet de barrière provoque un soulèvement de la masse d'eau qui génère lorsque le milieu est stratifié une onde de gravité qui se propage à la fois vers le plateau et vers le large. A ces ondes internes sont associés des courants horizontaux y compris en surface, de l'ordre de quelques dizaines de cm.s^{-1} dirigés dans le sens de propagation des ondes. Ces courants forment des convergences de surface susceptibles de concentrer et transporter tout objet flottant tel que des algues, des larves, des boulettes d'hydrocarbures lors des marées noires ou encore des débris plastiques sur de longues distances vers des zones plus profondes.

1.4.3 Autres modes de transport liés au vent

La circulation de Langmuir

En océanographie physique, la circulation de Langmuir (1938) décrit la formation de paires de cellules verticales alignées horizontalement, peu profondes, lentes et contrarotatives (qui tournent en sens contraire l'un par rapport à l'autre) à la surface des océans (processus F, Figure 1.7). La circulation de Langmuir résulte de l'interaction entre la tension du vent et la dérive de Stokes induite par les vagues (Craik, 1977 ; Leibovich, 1977, 1980). Ces cellules apparaissent généralement lorsque la vitesse du vent est supérieure à $3\text{-}5 \text{ m.s}^{-1}$. Leur formation ne prend que quelques minutes environ (Thorpe, 2004). Ces structures peuvent être visibles à la surface des océans, au niveau du front de convergence. Elles forment des lignes d'écume et de débris de surface, généralement alignées dans le sens du vent. Les organismes planctoniques s'accumulent

également le long de ces fronts, ce qui peut favoriser les processus de biofouling (formation d'une couche d'organismes vivants) à la surface des plastiques flottants. La concentration de plancton et de plastiques sur ces fronts augmentent également les risques d'ingestion et d'enchevêtrement accidentel dans des objets plastiques pour les poissons et mammifères marins, prédateurs plus mobiles, attirés par le biota et vulnérables face aux plastiques (Gove et al., 2019).

Le fardage

Les vents peuvent également exercer une force directe sur les débris marins flottants dont une partie dépasse de la surface de l'eau. Cette prise au vent est appelée fardage (windage en anglais, processus E, Figure 1.7). Le fardage correspond à la traînée du vent exercée sur les objets à la surface de la mer (Zambianchi et al., 2014). Les effets du fardage et de la dérive de Stokes sont généralement combinés, et sont définis comme étant le mouvement d'un objet dérivant provoqué par le vent et les vagues par rapport au courant ambiant (Breivik et al., 2011). Cet aspect peut être très pertinent pour les débris marins flottants, car il peut être responsable du tri des plastiques en fonction de leur flottabilité et de leur taille. La modélisation (Maximenko et al., 2018) des trajectoires des débris flottants engendrés par le tsunami de 2011 au Japon, validées par des observations, ont démontré que les objets "à forte prise au vent" ont traversé le Pacifique Nord et ont atteint la côte nord-américaine en moins d'un an, tandis que les débris lourds "à faible prise au vent" ont été piégés dans le gyre du Pacifique Nord.

1.5 La Méditerranée, une mer intercontinentale

La mer Méditerranée présente une biodiversité riche et abrite de nombreuses espèces endémiques. Elle représente moins d'un pourcent de la surface océanique mondiale mais abrite 4 à 18 % de la biodiversité marine mondiale (The MerMex Group, 2011). L'impact des déchets plastiques sur l'écosystème méditerranéen y est donc encore plus préoccupant qu'ailleurs.

1.5.1 Géographie

Une mer semi-fermée

La mer Méditerranée est une mer continentale semi-fermée, au même titre que la mer Baltique ou la mer Noire. Cependant, elle s'en distingue par sa vaste surface de près de 2 501 000 km² : elle s'étend sur environ 4000 km d'Ouest en Est et 1500 km du Nord au Sud. Sa bathymétrie met en évidence des profondeurs qui atteignent rapidement les 2000 m et des fosses d'une profondeur moyenne de 3000 m et pouvant atteindre plus de 4000 m en mer Ionienne. On distingue deux bassins principaux, l'un occidental, l'autre oriental, séparés par le détroit de Sicile, seuil qui s'étend de la Calabre en Sicile au Cap Bon en Tunisie. Ces deux bassins sont eux-mêmes formés de plusieurs mers et sous-bassins : la mer d'Alboran, la mer des Baléares, la mer Ligure, la mer Tyrrhénienne, la mer Adriatique, la mer Ionienne, la mer Egée et le bassin Levantin. La mer Méditerranée se caractérise aussi par la rareté des plateaux continentaux étendus, on compte notamment l'Adriatique, le Golfe de Gabès, différentes zones de la mer Egée et le Golfe du Lion. Ces plateformes sont bordées par des reliefs tourmentés, coupés par des failles et des canyons (Figure 1.10).

Au nord-est, la mer de Marmara relie la mer Noire à la mer Egée via les détroits du Bosphore et des Dardanelles. Au sud-ouest, la mer Méditerranée est alimentée par le détroit de Gibraltar, unique ouverture sur l'océan Atlantique. Ce détroit ne fait que 14 km de large et sa profondeur est de 300 m au seuil de Camarinal. Ce couloir entre la mer et l'océan concentre ainsi des courants très forts (La Violette, 1994). Les fleuves constituent également une source externe d'eau douce et jouent un rôle majeur dans le bilan hydrique en Méditerranée. Les apports d'eau douce, principalement rejetés par les fleuves de la rive nord, participent de manière significative aux processus de production primaire dans les zones côtières attenantes.

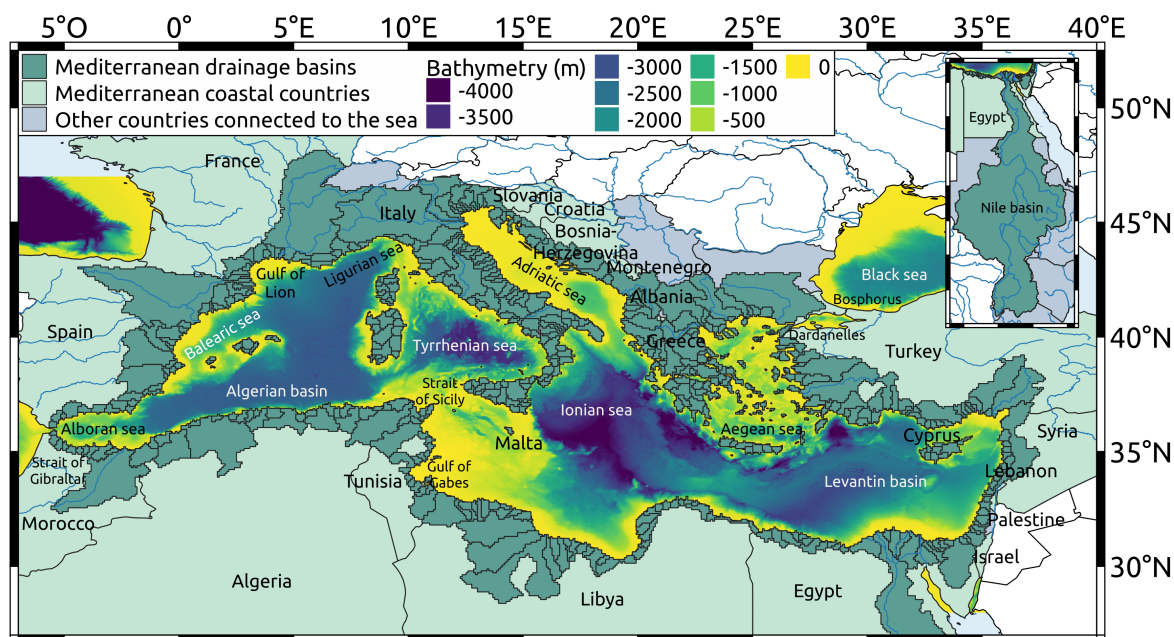


FIGURE 1.10 – Bassins versants et bathymétrie de la Méditerranée. La délimitation des bassins versants est faite à la résolution 5 minutes d'arc (adapté de Sadaoui, 2017), 549 bassins versants sont dénombrés. La bathymétrie provient du modèle GEBCO (2020) (*gridded bathymetric data set*).

Climat

Le bassin versant méditerranéen est principalement marqué par le climat méditerranéen qui est un climat tempéré chaud caractérisé par une forte saisonnalité (contraste entre l'humidité en hiver et la sécheresse en été - *classification de Köppen*). Un climat aride est également présent au sud-est du bassin et notamment en Tunisie, Libye et Egypte. La moitié sud de l'Espagne peut également être considérée comme étant marquée par un climat semi-aride. Le bassin méditerranéen demeure donc très hétérogène avec un climat sur la rive nord généralement plus doux que le celui de la rive sud. Les précipitations sont ainsi très inégales sur le pourtour méditerranéen, la rive sud ne recevant que 10 % des précipitations annuelles du bassin (Philandras et al., 2011). Cette inégalité est liée à la circulation atmosphérique générale (influence du front polaire au nord et des hautes pressions subtropicales au sud). La présence de nombreux massifs montagneux au nord participe également à concentrer les nuages : les Pyrénées, le Massif Central, les Alpes, les Balkans. L'Atlas au Maroc et en Algérie a ce même effet entraînant des précipitations plus importantes sur la rive sud-ouest que sur la rive sud-est (à noter que ces reliefs ont également un effet important sur les vents qui eux mêmes influencent la circulation océanique en mer Méditerranée). La répartition des ressources en eau est ainsi marquée par un clivage entre les rives nord et sud. Bien qu'elles soient peu fréquentes et courtes dans le temps, les précipitations en Méditerranée sont de fortes intensités (Tchernia, 1978). En automne-hiver,

les terres se refroidissent plus vite que la mer. Si des masses d'air chaud en provenance de la mer rentrent dans les terres, ceci engendre des précipitations majeures qui peuvent entraîner des épisodes de crues rapides dans les bassins versants à la topographie marquée et au temps de réponse court. Ces crues peuvent être très violentes et dévastatrices et surviennent principalement dans les bassins de la rive nord. Des crues éclaircies peuvent également survenir sur la rive sud-ouest et notamment en Algérie. Elles engendrent ainsi des pics soudains et extrêmement forts dans les flux de sédiments et de polluants rejetés vers le milieu marin. À l'inverse, la rive sud - sud-est est soumise à des périodes de sécheresse plus importantes et plus longues qu'au nord limitant fortement les apports fluviaux.

Principaux fleuves

L'extension du bassin méditerranéen est vaste : des massifs jurassiens et alpins, sources des affluents du Rhône et du Pô, jusqu'au lac Victoria, source du Nil, situé à plus de 6000 km de son embouchure. En moyenne, les fleuves rejettent 400 km^3 d'eau douce vers la mer Méditerranée chaque année (Sadaoui et al., 2018). Les principaux fleuves qui alimentent la Méditerranée sont le Rhône (France, $1721 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), le Pô (Italie, $1569 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), l'Ebre (Espagne, $416 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), le Drin (Albanie, $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), le Tibre (Italie, $230 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et l'Adige (Italie, $201 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (Ludwig et al., 2009). Avec ses 3 millions de km^2 , le bassin versant du Nil (Égypte) est, de loin, le plus vaste du pourtour méditerranéen. Il devrait déverser environ 83 km^3 d'eau à la mer par an soit environ $2500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, seulement ce fleuve subit d'importantes extractions d'eau pour l'irrigation. Par exemple, le débit du fleuve en aval du barrage d'Assouan tombe à seulement $55\text{-}60 \text{ km}^3 \cdot \text{an}^{-1}$. L'irrigation réduirait donc drastiquement le budget d'eau douce apporté par le Nil vers la mer Méditerranée (Sadaoui et al., 2018).

Activités économiques

Le bassin méditerranéen est, de par son climat et sa situation géographique, une région très attractive. Elle est dès l'Antiquité le berceau de nombreuses civilisations qui ont, en se succédant ou en coexistant, développé un commerce maritime intense. Ce dernier ainsi que les diverses conquêtes qui se succédèrent ont engendré un brassage culturel, historique et technologique important sur l'ensemble du bassin. Ces activités économiques ont perduré dans le temps et ont permis l'expansion de l'agriculture méditerranéenne, des activités industrielles et de pêche ainsi que la construction d'énormes espaces portuaires. 30 % du transport maritime mondial transiterait par la Méditerranée (UNEP & GRID-Arendal, 2016). Le détroit de Gibraltar et le Canal de Suez sont des portes d'entrée majeures qui font du bassin méditerranéen une gigantesque plateforme d'échanges. Des études ont d'ailleurs corrélé des observations d'accumulation de déchets sur le plancher océanique avec des axes maritimes très empruntés (Galgani et al., 1995 ; Canals et al., 2013 ; Pham et al., 2014). Le développement de la pêche de masse conduit à l'épuisement progressif des populations de poissons et ainsi à l'exploitation d'espèces nouvelles. Le tourisme est un autre aspect de cette activité économique méditerranéenne si prospère. Il s'agit de la première destination touristique du monde (UNEP, 2015). L'urbanisation du littoral s'est de ce fait fortement développée et la population côtière est multipliée par au moins 10 en saison estivale (Poitou, 2004) faisant augmenter de 40 % la quantité de déchets sur les plages (Galgani, 2015). Les pays du pourtour méditerranéen abritent une population qui dépasse les 450 millions d'habitants et la population côtière est estimée à plus de 130 millions d'habitants (CIESIN, 2018). Toutes ces activités sont autant de facteurs qui exercent sur le milieu marin une pression anthropique excessive qui engendre de nombreuses pollutions, notamment plastique, et menace les écosystèmes marins.

1.5.2 Circulation générale des masses d'eau

Au même titre que dans les océans mondiaux, la circulation océanique en Méditerranée est gouvernée par une circulation thermohaline. C'est-à-dire que ce sont des différences de densité qui régissent le transport des masses d'eau dans les différents bassins et sous-bassins et qui contrôlent les échanges avec l'océan Atlantique. En surface, la circulation principale est cyclonique. L'importante évaporation due au climat méditerranéen n'est pas compensée par l'apport en eau issu des fleuves et des précipitations. Le bilan hydrique de la mer Méditerranée est donc négatif. Ce déséquilibre est compensé par un afflux d'eau de surface provenant de l'Atlantique via le détroit de Gibraltar. Les eaux atlantiques de surface sont moins denses que les eaux méditerranéennes qui sont plus froides et plus salées. Ce sont donc ces eaux atlantiques qui régissent la circulation de surface en Méditerranée (Figure 1.11a, [The MerMex Group, 2011](#)).

Pendant l'hiver, des épisodes intenses de vents secs et froids provenant du nord ont lieu dans les deux bassins (occidental et oriental). Ces épisodes provoquent une évaporation sévère et un refroidissement brutal des eaux atlantiques de surface et forment ainsi des eaux denses. Ces eaux denses nouvellement formées vont ainsi couler vers des niveaux intermédiaires (200 - 400 m) ou profonds pour constituer une masse d'eau intermédiaire distincte (Figure 1.11b). C'est la convection qui régit le mouvement vertical des masses d'eau. La formation d'eaux denses a lieu principalement dans les gyres cycloniques : le gyre de Rhodes et en mer Egée pour les eaux intermédiaires, en Adriatique sud et dans le Golfe du Lion pour les eaux profondes. La morphologie du détroit de Sicile dont la profondeur au seuil est d'environ 400 m empêche les échanges en profondeur. Ce seuil sicilien découple ainsi la circulation profonde des bassins méditerranéens oriental et occidental ne laissant que les eaux intermédiaires formées dans les bassins Levantin et Egée rejoindre le bassin ouest pour finalement ressortir en cascade vers l'Atlantique par le détroit de Gibraltar (Figure 1.11c).

En conclusion, le bassin méditerranéen permet de transformer les eaux atlantiques de surface peu denses (plus chaudes et peu salées) en eaux méditerranéennes denses (plus froides et plus salées). La mer Méditerranée se caractérise par des temps de résidence des masses d'eau courts : les eaux atlantiques circulent dans le bassin pendant quelques dizaines d'années seulement (20 à 70 ans) avant de ressortir ([Millot et Taupier-Letage, 2005](#)).

A une échelle plus fine, d'autres structures peuvent être observées telles que des tourbillons permanents ou semi-permanents, des tourbillons transitoires ou des mouvements verticaux comme les upwelling. Ces structures sont dites de mésoéchelle et sont généralement plus variables ([Millot et Taupier-Letage, 2005](#) ; [Testor et al., 2005](#)).

En entrant en Méditerranée, les eaux atlantiques de surface décrivent deux tourbillons anticycloniques considérés comme permanents et situés dans le sous-bassin Alboran. Le flux entrant longe la côte sud et est ensuite séparé en deux au niveau de la pointe de la Sicile : une partie continue vers le bassin Levantin en longeant les côtes libyennes et une autre remonte le long de l'Italie en mer Tyrrhénienne (Figure 1.11a). L'instabilité des courants algérien et lybio-égyptien déclenche des tourbillons anticycloniques de diamètres compris entre 50 et 200 km, atteignant plusieurs centaines de mètres de profondeur. Ces tourbillons peuvent persister sur plusieurs mois et sont associés à des courants de l'ordre de $50 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Dans le bassin oriental, plusieurs tourbillons récurrents sont également observés. Parmi eux, les tourbillons de Pélopos au sud du Péloponnèse et de Ierapetra au sud-est de la Crète (induits par les vents) ou le tourbillon de Chypre (induit par le mont sous-marin d'Eratosthènes). La circulation se complexifie ensuite dans la mer Ionienne et il existe plusieurs théories encore débattues. Elle y est marquée par une forte variabilité et notamment une alternance entre circulation cyclonique et anticyclonique. Une partie du flux Ionien pénètre ensuite en mer Adriatique et circule dans le sens cyclonique. Au nord-ouest de la Méditerranée, le courant Liguro-provençal très puissant suit le talus conti-

mental de la mer Ligure jusqu'aux Baléares en passant par le Golfe du Lion. Des structures à mésoéchelle allant de 30 à 70 km y sont également observées, cependant moins fréquemment et de manière moins persistante qu'en Méditerranée orientale (The MerMEX Group, 2011).

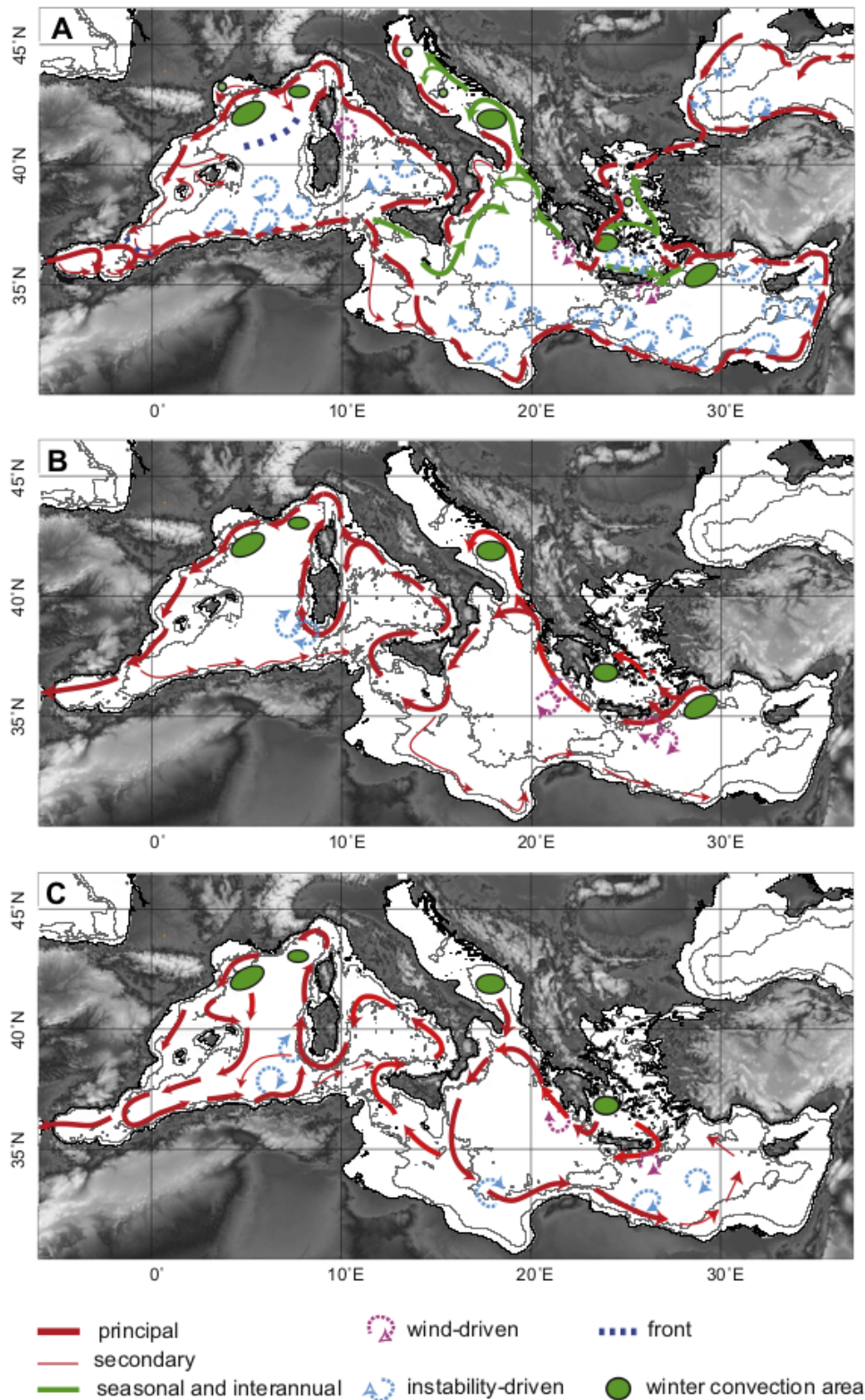


FIGURE 1.11 – Schéma de circulation des masses d'eau sur trois couches (The MerMEX Group, 2011). [A] Eaux de surface (d'après Millot et Taupier-Letage, 2005), [B] Eaux intermédiaires et [C] Eaux profondes.

1.5.3 Quantification des microplastiques en surface

Les mers fermées et semi-fermées telles que la mer Méditerranée (Cózar et al., 2015), la baie du Bengale (Eriksen et al., 2017), la mer des Caraïbes (Coe et al., 1997) ou encore les mers de Chine (Luo et al., 2019 ; Zhao et al., 2018) sont parmi les régions les plus touchées par la pollution plastique. Leur vulnérabilité est directement liée à leur structure semi-fermée qui limite la dilution de cette pollution dans des masses d'eau plus grandes. La proximité du littoral où se trouvent les principales sources de la pollution (embouchures des fleuves et grandes villes côtières) favorise l'accumulation de la pollution plastique dans ces bassins.

Les concentrations moyennes de microplastiques échantillonnées dans les eaux de surface de la Méditerranée sont de l'ordre de plusieurs centaines de milliers de particules par km² correspondant à quelques centaines de gramme de microplastiques par km² (243 853 MP.km⁻² / 423 g.km⁻² (Cózar et al., 2015), 148 000 MP.km⁻² / 580 g.km⁻² (Ruiz-Orejón et al., 2016), 400 000 MP.km⁻² / 672 g.km⁻² (Suaria et al., 2016)). Les concentrations maximales atteintes dépassent 1 kg.km⁻² (Figure 1.12). En extrapolant ces chiffres à l'ensemble de sa surface ($\approx 2\,510\,000\text{ km}^2$), la mer Méditerranée concentrerait 100 à 1000 milliards de particules, soit 1000 à 1700 tonnes de microplastiques flottants. En fonction des modèles d'estimation à l'échelle globale, la mer Méditerranée concentrerait 1 à 10 % de la pollution en microplastiques présente dans les océans. On y mesure des concentrations du même ordre que celles mesurées dans les gyres océaniques, zones d'accumulation privilégiées à l'échelle globale. Dans un contexte de répartition mondiale, la Méditerranée représente donc un hotspot et une région particulièrement vulnérable face aux pollutions d'origine anthropiques telles que les microplastiques.

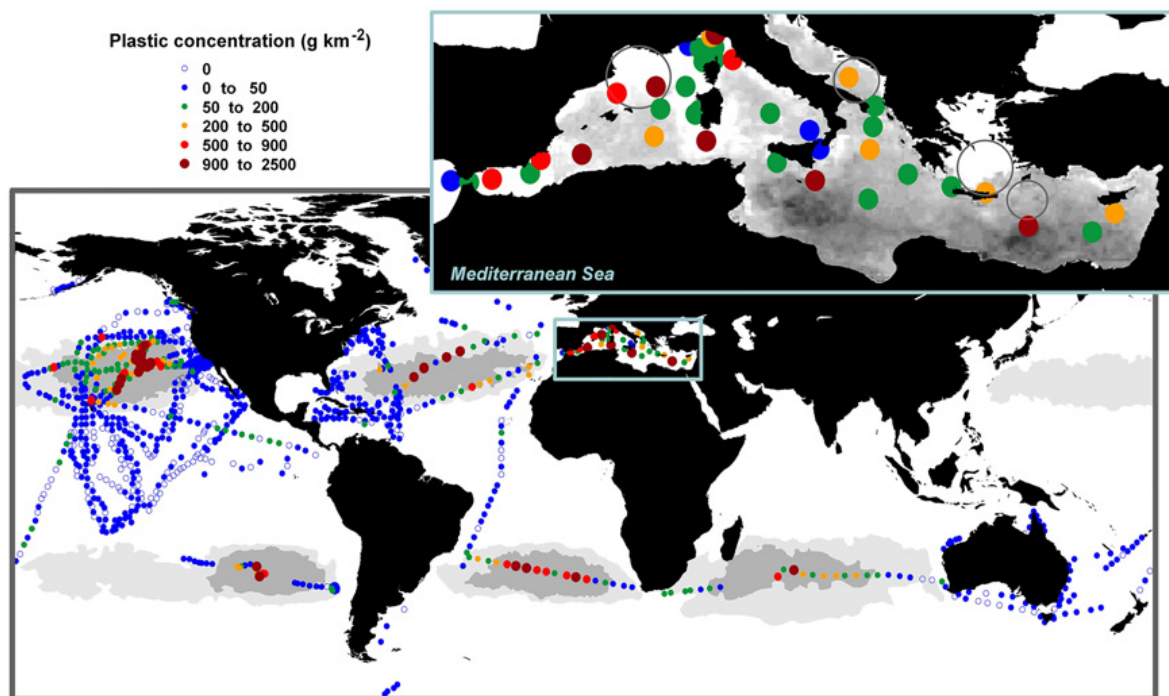


FIGURE 1.12 – Comparaison des concentrations en microplastique (< 100 mm) dans les eaux de surface de la mer Méditerranée (zoom encadré) avec celles mesurées dans les océans (Cózar et al., 2015). Les zones grises correspondent aux zones d'accumulation potentielles prédites par le modèle océanographique de Maximenko et al. (2012). Les concentrations en Méditerranée vont de 22 à 1934 g.km⁻², 92 % des sites présentent des concentrations élevées > 50 g.km⁻², la concentration moyenne est de 423 g.km⁻² soit 243 853 MP.km⁻². Dans les gyres océaniques les concentrations moyennes varient entre 281 et 639 g.km⁻² en fonction du gyre considéré.

Chapitre 2

Quantification des apports fluviaux de microplastiques vers les océans

Plan du chapitre

2.1	Introduction	34
2.2	Méthodes : compilation des observations et modèles empiriques	35
2.2.1	Base de données	35
2.2.2	SIG des bassins versants à l'échelle globale	42
2.2.3	Analyses statistiques	46
2.3	Résultats : vers une réévaluation des apports fluviaux de microplastiques	50
2.3.1	Application des modèles de la littérature	50
2.3.2	Analyse de la base de données	52
2.3.3	Modélisation des flux de microplastiques	56
2.3.4	Répartition spatiale des flux et estimation des temps de résidence	61
2.4	Conclusions	66

Ce chapitre fait l'objet d'un papier scientifique publié le 2 juillet 2021 dans la revue *Science* : Lisa Weiss, Wolfgang Ludwig, Serge Heussner, Miquel Canals, Jean-François Ghiglione, Claude Estournel, Mel Constant, Philippe Kerhervé, The missing ocean plastic sink : Gone with the rivers. *Science* **373** (6550), 107 - 111 (2021). <https://doi.org/10.1126/science.abe0290> (voir Annexe).

2.1 Introduction

Les quantités croissantes de débris plastiques retrouvés dans les zones d'accumulations telles que les gyres océaniques représentent une menace environnementale majeure pour la qualité de l'eau et pour les écosystèmes marins. La grande majorité des particules retrouvées à la surface des océans sont des MP dont la taille est inférieure à 5 mm (Morét-Ferguson et al., 2010 ; Ruiz-Orejón et al., 2016 ; Lebreton et al., 2018). Ces particules affectent l'ensemble des organismes marins, des plus grands mammifères aux plancton et bactéries, premier maillon de la chaîne alimentaire (Law, 2014) et font ainsi l'objet de la plupart des études de terrain. Les stocks actuels de petits débris plastiques dans les océans ont été estimés comme étant de l'ordre de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de kilotonnes en fonction des méthodes de modélisation et d'extrapolation utilisées, des tailles de particules et du nombre d'observations considérées : 14.4 kt (MP < 100 mm - Cózar et al., 2014), 35.5 kt (MP < 5 mm - Eriksen et al., 2014), jusqu'à 236 kt (MP < 200 mm - van Sebille et al., 2015). Ces estimations sont très variables car les observations sont encore trop peu nombreuses par rapport à la superficie des océans et à la complexité de la circulation océanique. Néanmoins, ces stocks océaniques sont un à deux ordres de grandeur en dessous de ce que pourraient représenter les apports annuels de plastiques provenant des fleuves, considérés comme étant la porte d'entrée principale des MP vers le milieu marin. Ces apports fluviaux sont estimés entre 1.15 et 2.41 Mt.an⁻¹ par Lebreton et al. (2017) et entre 0.41 et 4 Mt.an⁻¹ par Schmidt et al. (2017) et sont essentiellement composés, d'après ces études, de MP < 5 mm. Diviser les stocks océaniques par les apports fluviaux annuels permet d'évaluer les temps de résidence moyens des débris plastiques à la surface des océans. En se référant aux chiffres cités ci-dessus, le temps de résidence moyen obtenu n'est que de quelques jours à quelques semaines tout au plus. Ceci implique que des processus rapides interviendraient en séquestrant la majorité du plastique à peine entré dans les océans.

Par analogie avec la théorie du "puit de carbone manquant" (*the missing carbon sink* Keeling et al., 1989) qui a stimulé la recherche fondamentale sur le cycle global du carbone dans les années 90 afin de comprendre où allait tout le carbone émis par la combustion des énergies fossiles, l'idée d'un "puit de plastique manquant" qui interviendrait très rapidement dès leur entrée dans le milieu marin a émergé (*the missing plastic sink* - Law, 2014 ; Cózar et al., 2014 ; Galgani, 2015). De nombreuses recherches récentes sur le devenir de la pollution plastique dans le milieu marin se sont ainsi focalisées sur cette question et plusieurs hypothèses ont été proposées pour expliquer la disparition rapide du plastique de la surface océanique. On peut citer par exemple l'accumulation rapide du plastique dans la biomasse des océans (Davison et Asch, 2011), l'échouage immédiat sur les plages à proximité des régions sources telles que les embouchures des fleuves et grandes agglomérations côtières (Ourmier et al., 2018 ; Liubartseva et al., 2018), la perte de flottabilité et la sédimentation vers les fonds marins (Woodall et al., 2014 ; de Haan et al., 2019), la dégradation par fragmentation physique (Ter Halle et al., 2016), par dissolution photochimique (Zhu et al., 2020) ou par altération microbienne (Jacquin et al., 2019). Dans ce chapitre, nous suivons donc une autre hypothèse, celle d'une mauvaise estimation des flux de plastiques rejetés par les fleuves à l'échelle globale.

127 points de mesure situés dans 89 fleuves et estuaires du monde ont été recensés dans la littérature et constituent notre base de données. Une analyse statistique de ces mesures combinée

à notre SIG des bassins versants a permis d'obtenir de nouveaux modèles de flux qui, extrapolés à l'échelle globale, démontrent que les estimations actuelles des apports fluviaux de MP flottants sont fortement surestimées. Au lieu de plusieurs millions de tonnes de MP, les fleuves n'en rejettent probablement que plusieurs milliers de tonnes par an vers les océans. Avec ces nouvelles estimations, les temps de résidence moyens des MP à la surface des océans passeraient de quelques jours à plusieurs années, diminuant fortement la nécessité d'un "puits" dans lequel les MP seraient séquestrés si rapidement. La surestimation des flux par les études antérieures de [Lebreton et al. \(2017\)](#) et [Schmidt et al. \(2017\)](#) est liée à plusieurs simplifications méthodologiques excessives qui, lorsqu'elles sont combinées, amplifient les erreurs des quantifications *in situ* jusqu'aux calculs des apports globaux. De grandes incertitudes subsistent quant à l'estimation exacte des flux, cependant des apports de l'ordre du millier de tonnes sont bien plus cohérents avec le concept de "plastisphère" ([Zettler et al., 2013](#)) qui part de l'hypothèse que les MP sont des vecteurs persistants et durables qui permettent la propagation des communautés microbiennes et planctoniques dans le milieu marin lors de leur dérive lente à la surface des océans. La réévaluation des apports fluviaux de MP flottant devrait ainsi avoir des répercussions importantes sur les futures études d'impacts de la pollution plastique sur la faune marine et sur les cycles géochimiques.

2.2 Méthodes : compilation des observations et modèles empiriques

2.2.1 Base de données

2.2.1.1 Compilation bibliographique de cas d'études

Le jeu de données sur lequel repose la modélisation des apports fluviaux de MP a été élaboré à partir d'une recherche bibliographique exhaustive. Notre étude se base sur une compilation de 340 mesures de concentrations de MP provenant de 42 études dans 89 fleuves et estuaires situés principalement en Europe, aux Etats-Unis et en Asie du Sud-Est (Figure 2.1 et Tableau de synthèse 2.2). Cette base de données inclut les observations utilisées dans les études de [Lebreton et al. \(2017\)](#) et [Schmidt et al. \(2017\)](#) avec respectivement $n = 30$ et $n = 240$ mesures et a été complétée par des études de terrain plus récentes pour obtenir $n = 340$ mesures référencées. Toutes les données ont été minutieusement vérifiées à partir des publications d'origine afin de corriger les erreurs reportées dans les compilations existantes. Notons par exemple que $\frac{1}{3}$ des concentrations de MP (extraites de [Baldwin et al., 2016](#)) utilisées dans le modèle de [Schmidt et al. \(2017\)](#) étaient erronées d'un facteur 1000 lié à une mauvaise lecture d'unités.

Lorsque cela était possible, pour une même station d'échantillonnage, les mesures saisonnières ont été moyennées pour obtenir une concentration moyenne sur l'année. Toutefois, la majorité des échantillons ont été réalisés en période de faible débit si bien que les estimations en période de fort débit voire de crue sont largement sous-représentées. Des 340 mesures référencées, nous avons ainsi calculé 127 concentrations annuelles moyennes dans 89 fleuves mondiaux. Certains fleuves ont ainsi été prélevés à plusieurs stations d'amont en aval. Comme les méthodes d'échantillonnage sont très variables selon les études, les protocoles utilisés ont été répertoriés dans le Tableau de synthèse 2.2 ainsi que les caractéristiques des stations de mesure (fleuve, estuaires, canal artificiel ou cours d'eau chenalisé). La plupart des données issues de la littérature sont des mesures de concentrations en nombre de particules par unité de volume d'eau (notées $\text{MP}\cdot\text{m}^{-3}$). Les études qui ont mesuré les concentrations massiques correspondantes (en $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) sont minoritaires ($n = 8$).

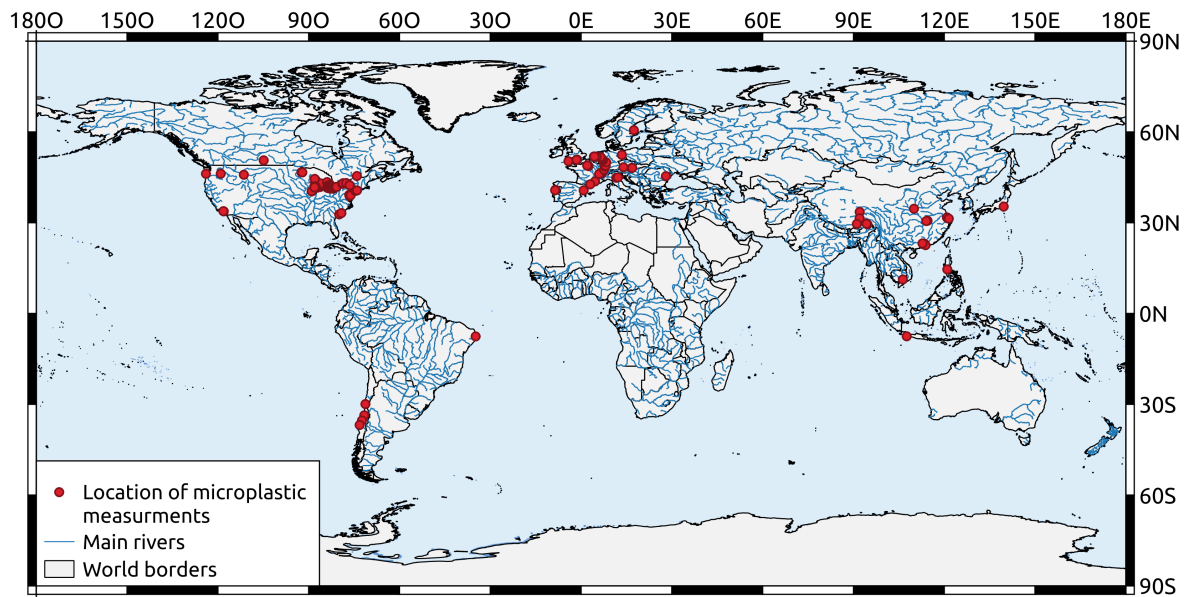


FIGURE 2.1 – Localisation des stations de prélèvement de MP dans les fleuves. Nous disposons de 42 études issues de la littérature ayant échantillonné 89 fleuves mondiaux (au total 340 mesures sont référencées correspondant à 127 stations de prélèvements - détails dans le Tableau de synthèse 2.2)

2.2.1.2 Système de classification

Un système de classification a été appliqué aux données afin de regrouper les mesures de mêmes caractéristiques. Cette catégorisation se focalise sur la diversité des milieux échantillonnés et sur la diversité des méthodes utilisées pour collecter les MP. Le nombre de données étant limité (127 points de mesure), les deux paramètres énoncés ci-avant ont été catégorisés selon deux classifications binaires (Tableau de synthèse 2.2).

D'une part, les études ont été classées selon le milieu échantillonné (colonne "*river-like*", Tableau 2.2). Les mesures réalisées dans des fleuves au sens strict ont été affectées d'un coefficient égale à 1 ($n = 101$ valeurs). Au contraire, les échantillons prélevés dans des estuaires soumis aux marées, des baies, des canaux artificiels ou des cours d'eau chenalés ont été affectés d'un coefficient égale à 0 ($n = 26$ valeurs).

D'autre part, les études ont été classées en fonction des techniques d'échantillonnage (colonne "*plankton net*", Tableau 2.2). Nous avons distingué ici l'échantillonnage basé sur le trait de filets à plancton, affecté d'un coefficient égale à 1 ($n = 96$ valeurs), des autres méthodes affectées d'un coefficient 0 ($n = 31$ valeurs). Les filets à plancton de type conique ou Manta représentent en effet, la méthode la plus employée (ici 25 études sur 42) pour l'échantillonnage des MP dans les eaux de surface, que ce soit en milieux fluvial (Dris et al., 2015b) ou marin (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Lippiatt et al., 2013). Les autres protocoles sont l'utilisation de seaux métalliques, de bouteilles ou récipients en verre, de bouteilles Niskin, de tamis permettant de filtrer directement la couche de surface ou encore de système de pompage sur tamis. Avec ces dernières méthodes, les volumes échantillonnés sont généralement plus petits. De plus ces méthodes utilisent des maillages beaucoup plus fins ($5 \mu\text{m}$ à 0.1 mm) pour filtrer les MP contenus dans les échantillons d'eau par rapport aux filets à plancton classiques ($80 \mu\text{m}$ à 1 mm avec un maximum de mesures effectuée avec une maille $300 - 333 \mu\text{m}$, i.e. 15 études sur 42).

Plusieurs autres classifications ont été testées (en fonction des volumes d'eau échantillonnés par exemple) mais n'ayant permis aucune amélioration fondamentale, elles ne seront pas pré-

sentées ici. Tout au long de cette démarche de classification, nous avons toujours privilégié des sous-ensembles avec le plus grand nombre d'observations possibles (bien qu'enlever les valeurs potentiellement aberrantes aurait pu améliorer les coefficients de corrélation dans les analyses de régression statistiques).

2.2.1.3 Conversions : des concentrations en nombre de MP aux concentrations massiques

Pour l'estimation des flux massiques de MP dans les fleuves, les principales données manquantes sont les concentrations massiques correspondant aux concentrations en nombre de particules répertoriées dans la base de données (Tableau 2.2). Pour surmonter ce problème, des facteurs de conversion moyens sont généralement appliqués. Ces derniers peuvent être calculés à partir d'études ayant mesuré simultanément les concentrations en nombre et les concentrations en masse. Dans notre base de données, 8 études remplissent ce critère (Moore et al., 2011 ; Yonkos et al., 2014 ; Faure et al., 2015 ; van der Wal et al., 2015 ; Rodrigues et al., 2018 ; Lahens et al., 2018 ; Kataoka et al., 2019 ; Constant et al., 2020). Dans l'idéal, les conversions devraient être effectuées spécifiquement pour chacune des différentes classes de tailles, de formes et de types de polymère composant l'échantillon de MP. Cependant, les informations nécessaires à des conversions aussi spécifiques sont pour le moment impossible à rassembler. Néanmoins, de nombreuses études fournissent individuellement les fractions massiques et en nombre de fibres contenues dans leurs échantillons. La particularité des fibres est leur ratio concentration massique sur concentration en nombre très faible. Par exemple, dans les fleuves français Rhône et Têt, elles représenteraient environ 90 % des MP en nombre mais moins de 10 % en masse (Constant et al., 2020). Nous avons ainsi déterminé des facteurs de conversion distincts pour ces deux types de particules, les fibres d'une part et non-fibres (fragments, mousses, billes, films) d'autre part.

Pour chaque échantillon, la concentration massique mesurée a été divisée par la concentration en nombre de MP correspondante pour obtenir la masse moyenne des MP (mg) composant l'échantillon et cela en distinguant les fibres du reste des particules. Nous avons ainsi obtenu 129 masses moyennes pour les MP et 96 masses moyennes pour les fibres. Les résultats sont présentés sous forme d'histogrammes sur la Figure 2.2. Ces distributions de masses moyennes suivent toutes deux des lois normales même si l'histogramme des fibres est plus irrégulier. Ceci peut être lié au nombre moins important d'études sur lesquelles ce dernier est basé (seulement 4 parmi les 8 articles cités ci-dessus) et donc à une représentativité spatiale et temporelle plus faible. Une fonction de densité de probabilité a ensuite été ajustée aux deux histogrammes pour identifier les probabilités maximales. Puis la masse moyenne générale et la masse médiane générale (de tous les échantillons) ont été calculées et affichées sur les histogrammes.

Tant pour les fibres que pour les autres MP, les médianes correspondent quasiment aux maximums des fonctions densité de probabilité. Elles ont donc été choisies pour effectuer les conversions. Les facteurs de conversion utilisés sont ainsi les masses de 0,233 mg (que l'on nommera Wf_1) pour les non-fibres et de 0,745 μ g (Wf_2) pour les fibres. Ces facteurs de conversion sont nettement inférieurs à ceux proposés dans les modèles antérieurs : 3 mg (Lebreton et al., 2017) et 0,96 mg (Schmidt et al., 2017), nommés respectivement Lf et Sf dans la suite de l'étude (Tableau 2.1).

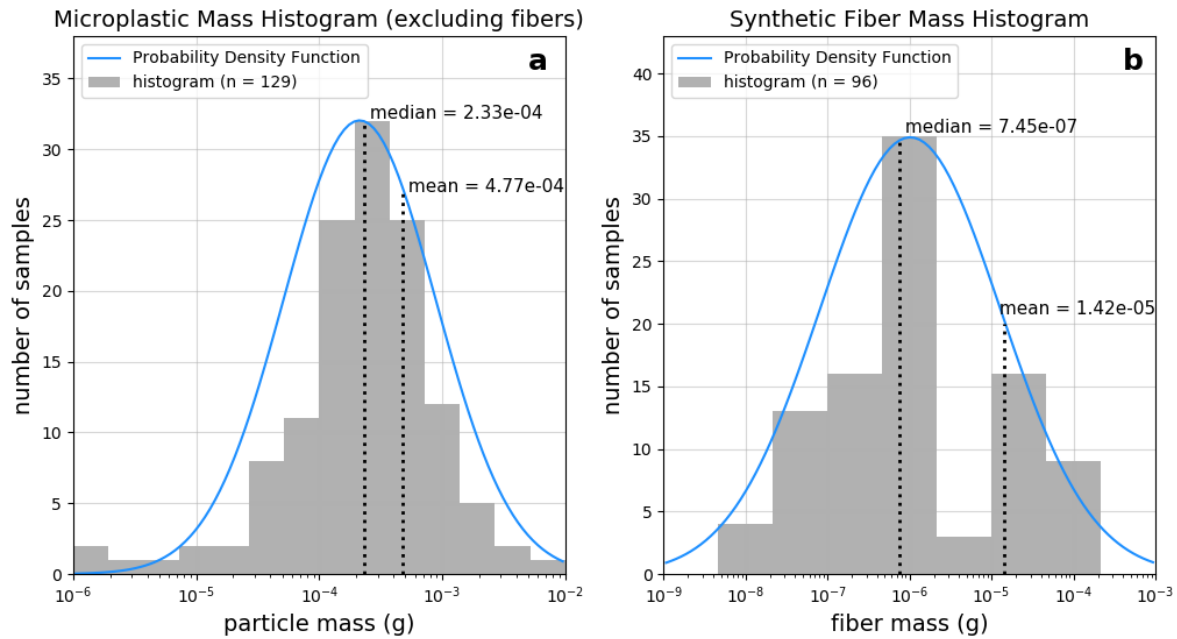


FIGURE 2.2 – Histogrammes des masses moyennes [a] des MP non-fibres et [b] des fibres synthétiques échantillonnées en milieu fluvial. Les données sont issues des études de Moore et al. (2011); Yonkos et al. (2014); Faure et al. (2015); van der Wal et al. (2015); Rodrigues et al. (2018); Lahens et al. (2018); Kataoka et al. (2019); Constant et al. (2020). Une fonction densité de probabilité a été ajustée à chacun des histogrammes et les masses moyenne et médiane générales des données composant les histogrammes ont été reportées sur les graphiques.

TABLE 2.1 – Facteurs utilisés pour effectuer les conversions entre concentrations en nombre de MP et concentrations en masse. Ces facteurs de conversion s'expriment en mg. Lf et Sf sont les facteurs utilisés par Lebreton et al. (2017) et Schmidt et al. (2017). Wf_1 et Wf_2 sont les facteurs calculés dans notre étude pour les MP non-fibres d'une part et pour les fibres synthétiques uniquement d'autre part.

	Lf	Sf	Wf_1	Wf_2
facteur de conversion (mg)	3.0	0.96	0.233	$0.745 \cdot 10^{-3}$

Les masses médianes Wf_1 et Wf_2 ainsi calculées ont donc été utilisées pour effectuer les conversions entre concentrations en nombre de MP et concentrations massiques pour les études de notre jeu de données où les concentrations massiques manquent (Tableau 2.2). Les concentrations massiques correspondantes sont calculées tel que :

$$C_m = C_{p1} Wf_1 + C_{p2} Wf_2 \quad (2.1)$$

C_m est la concentration massique calculée ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), C_{p1} la concentration en nombre de MP non-fibres ($\text{MP} \cdot \text{m}^{-3}$), C_{p2} la concentration en nombre de fibres ($\text{MP} \cdot \text{m}^{-3}$). Si les fibres n'ont pas été analysées dans les études de cas citées dans la base de données, la conversion a été faite exclusivement avec le facteur non-fibres Wf_1 .

2.2.1.4 Tableau de synthèse

TABLE 2.2 – Compilation bibliographique des études fournissant des concentrations de MP dans les fleuves. Pour la catégorisation des données "plankton net" et "river-like" se référer à la Section 2.2.1.2. (Les données sont issues de Baldwin et al., 2016; Lechner et al., 2014; Dris et al., 2015a, 2018; Faure et al., 2015; Mani et al., 2015; Wang et al., 2017; McCormick et al., 2014, 2016; Rech et al., 2015; Moore et al., 2011; van der Wal et al., 2015; Vianello et al., 2015; Zhao et al., 2014; Yonkos et al., 2014; Rodrigues et al., 2018; Estahbanati et Fahrenfeld, 2016; Lima et al., 2014; Sadri et Thompson, 2014; Lahens et al., 2018; Constant et al., 2020; Vermaire et al., 2017; Miller et al., 2017; Campbell et al., 2017; Schmidt et al., 2018a; Lin et al., 2018; Kapp et Yeatman, 2018; Barrows et al., 2018; Yan et al., 2019; Xiong et al., 2019; Watkins et al., 2019; Tan et al., 2019; Simon-Sánchez et al., 2019; Gray et al., 2018; Anderson et al., 2018; Luo et al., 2019; Kataoka et al., 2019; Jiang et al., 2019; Ding et al., 2019; Deocarís et al., 2019; Alam et al., 2019; Hohenblum et al., 2015)

ID	Ref.	Sampling method and mesh size	River / Sampling point	Mean particle conc. (item m ⁻³)	Mean fiber conc. (item m ⁻³)	Mass conc. measured (g m ⁻³)	Mass conc. calculated (g m ⁻³)	River like	Plankton net
1			St, Louis River at Scanlon	7.48E-01	6.88E-01		1.45E-05	1	1
2			Nemadji River near South Superior	1.84E+00	1.76E+00		2.00E-05	1	1
3			Manitowoc River at Manitowoc	7.05E-01	6.20E-01		2.03E-05	1	1
4			Sheboygan River at Sheboygan	9.88E-01	8.93E-01		2.28E-05	1	1
5			Milwaukee River at Milwaukee	6.77E+00	1.06E+00		1.33E-03	1	1
6			Indiana Harbor Canal at E, Chicago	7.04E+00	1.23E+00		1.36E-03	0	1
7			Burns Ditch at Portage	3.10E-01	5.33E-02		5.99E-05	0	1
8			St, Joseph River at Niles	3.51E+00	4.40E-01		7.17E-04	1	1
9			Paw Paw River at Riverside	5.44E+00	5.25E+00		4.82E-05	1	1
10			Kalamazoo River at New Richmond	1.89E+00	1.57E+00		7.47E-05	1	1
11			Grand River near East Manville	3.58E+00	3.14E+00		1.04E-04	1	1
12			Saginaw River at Saginaw	4.76E+00	4.23E+00		1.27E-04	1	1
13			Clinton River at Moravian Dr.	1.22E+01	4.57E+00		1.79E-03	1	1
14			River Rouge at Detroit	9.81E+00	6.32E+00		8.19E-04	1	1
15	Baldwin et al., 2016	Drifnet 0.333 µm	Huron River at Ann Arbor	8.83E+00	3.06E+00		1.35E-03	1	1
16			River Raisin near Monroe	1.38E+00	1.18E+00		4.64E-05	1	1
17			Maumee River at Waterville	2.43E+00	2.26E+00		3.96E-05	1	1
18			Portage River near Woodville	1.65E+00	1.53E+00		2.91E-05	1	1
19			Sandusky River near Fremont	3.02E+00	2.34E+00		1.60E-04	1	1
20			Huron River at Milan	1.07E+00	9.33E-01		3.22E-05	1	1
21			Black River at Elyria	1.19E+00	8.10E-01		9.00E-05	1	1
22			Rocky River near Berea	2.86E+00	2.29E+00		1.35E-04	1	1
23			Cuyahoga River at Independence	3.55E+00	2.97E+00		1.38E-04	1	1
24			Grand River near Painesville	1.71E+00	1.18E+00		1.25E-04	1	1
25			Ashtabula River at Ashtabula	1.28E+01	1.17E+01		2.69E-04	1	1
26			Buffalo River at Michigan Ave	1.18E+01	4.12E+00		1.80E-03	1	1
27			Tonawanda Creek at Rapids	3.43E+00	3.17E+00		6.36E-05	1	1
28			Genesee River at Ford St	4.15E+00	3.34E+00		1.93E-04	1	1
29			Fox River at Oil Tank Depot	3.82E+00	2.22E+00		3.75E-04	1	1
30	Lechner et al., 2014	Stationary conical driftnets 0.5 µm	Danube (Vienna – Bratislava)	4.13E-01	0.00E+00	2.20E-03	9.63E-05	1	1
31			Seine M1	2.80E-01	1.19E-01		3.77E-05	1	1
32	Dris et al., 2015	Manta trawl 0.330 µm	Seine M2	2.91E-01	1.24E-01		3.91E-05	1	1
33			Seine M3	4.72E-01	2.01E-01		6.34E-05	1	1
34			Rhône upstream	2.30E+00	2.30E-01	2.60E-04	4.83E-04	1	1
35			Aubonne	1.00E-01	1.00E-02	2.00E-05	2.10E-05	1	1
36	Faure et al., 2015	Manta trawl 300 µm	Venoge	3.53E+01	3.53E+00	6.80E-03	7.41E-03	1	1
37			Vuachère	4.40E+00	4.40E-01	6.70E-04	9.24E-04	1	1
38			Rhône Geneva	1.30E-01	1.30E-02	8.40E-06	2.73E-05	1	1
39			Rhône Chancy	2.90E-01	2.90E-02	3.50E-04	6.09E-05	1	1
40			Rhine Basel	1.32E+00	3.31E-02		3.01E-04	1	1
41			Rhine Strsb/Kehl	1.51E+00	3.76E-02		3.42E-04	1	1
42			Rhine Seltz	7.98E-01	1.99E-02		1.82E-04	1	1
43			Rhine Mainz	8.38E-01	2.10E-02		1.91E-04	1	1
44			Rhine Bad Honnef	3.27E+00	8.18E-02		7.45E-04	1	1
45	Mani et al., 2016	Manta net 300 µm	Rhine Cologne Porz	3.77E+00	9.43E-02		8.58E-04	1	1
46			Rhine Leverkusen	4.81E+00	1.20E-01		1.09E-03	1	1
47			Rhine Duisburg	1.38E+01	3.45E-01		3.14E-03	1	1
48			Rhine Rees	1.71E+01	4.28E-01		3.89E-03	1	1
49			Rhine Zuilichem	5.71E+00	1.43E-01		1.30E-03	1	1
50			Rhine Rotterdam	1.60E+00	3.99E-02		3.63E-04	0	1
51	Wang et al., 2017	Teflon pump 0-20 cm depth + 50 µm stainless steel sieve	Yangtze river (11 sites)	2.52E+03	1.85E+03		1.58E-01	1	0
52			Hanjiang river (5 sites)	2.93E+03	2.18E+03		1.78E-01	1	0
53	McCormick et al., 2014		North Shore Channel	9.94E+00	5.89E+00		9.48E-04	0	1
54			Higgen's Cr. Upstream WWTP	5.90E+00	1.07E+00		1.13E-03	1	1
55			Springbrook Creek	3.28E+00	1.16E+00		4.97E-04	1	1
56			L Kickapoo Creek	1.02E+00	6.45E-01		8.80E-05	1	1
57	McCormick et al., 2016	Neuston net 333 µm	N. Shore Channel	4.98E+00	2.34E+00		6.19E-04	0	1
58			Goose Creek	3.45E+00	1.58E+00		4.39E-04	1	1
59			DuPage River	8.10E+00	3.96E+00		9.70E-04	1	1
60			W Br DuPage River	1.95E+00	9.10E-01		2.42E-04	1	1
61			Salt Creek	2.11E+00	1.13E+00		2.28E-04	1	1
62			E Br DuPage River	6.00E+00	3.59E+00		5.65E-04	1	1
63			Elqui	1.16E-01	0.00E+00		2.72E-05	1	1
64	Rech et al., 2015	Neuston net 1 mm	Maipo	1.15E+00	0.00E+00		2.69E-04	1	1
65			Maule mouth	7.40E-01	0.00E+00		1.73E-04	1	1
66			BioBio mouth	4.83E-02	0.00E+00		1.13E-05	1	1

ID	Ref.	Sampling method and mesh size	River / Sampling point	Mean particle conc. (item m ⁻³)	Mean fiber conc. (item m ⁻³)	Mass conc. measured (g m ⁻³)	Mass conc. calculated (g m ⁻³)	River like	Plankton net
67			Coyote Creek (channelized part)	1.24E+01	-		2.89E-03	0	0
68	Moore et al., 2011	Manta trawl, Streambed, Handnets 333 to 800 µm	San Gabriel river (channelized part)	4.59E+01	-		1.07E-02	0	0
69			Los Angeles river (channelized part)	1.44E+03	-		3.37E-01	0	0
70			Rhine 1	4.92E+00	4.92E-02		1.14E-03	1	1
71			Rhine 2	1.85E+00	2.78E-01		3.67E-04	1	1
72	Van der Wal et al., 2015	Manta net 330 µm	Po	1.46E+01	2.19E+00		2.90E-03	1	1
73			Danube	1.06E+01	7.42E+00		7.48E-04	1	1
74			Dalalven	4.54E+00	4.54E-02		1.05E-03	1	1
75	Vianello et al. 15	Manta trawl 330 µm	Po mouth (seaward side)	6.60E+00	0.00E+00		1.54E-03	0	1
76	Zhao et al., 2014	Teflon pump 1m depth sieve 32µm	Yangtze estuary	4.14E+03	3.27E+03		2.04E-01	0	0
77			Patapsco tidal river (bay)	1.04E+00	0.00E+00	6.79E-04	2.42E-04	0	1
78	Yonkos et al., 2014	Manta net 330 µm	Magothy tidal river (bay)	7.51E-01	0.00E+00	4.94E-04	1.75E-04	0	1
79			Rhode tidal river (bay)	4.50E-01	0.00E+00	1.20E-04	1.05E-04	0	1
80			Corsica tidal river (bay)	2.72E-01	0.00E+00	6.25E-05	6.35E-05	0	1
81			Sao Joao da Madeira (Antua river)	6.96E+02	4.30E+01	2.84E-02	1.52E-01	1	0
82	Rodrigues et al., 2018	Pump (1.2 m3) + Net 55 µm	Aguincheira (Antua river)	1.60E+02	5.70E+01	8.00E-03	2.41E-02	1	0
83			Estarreja (Antua river)	6.40E+01	3.55E+01	6.65E-03	6.68E-03	1	0
84	Estahbanati et al., 2016	Net 153 µm	Raritan River	4.79E+01	-		9.96E-03	1	1
85	Lima et al., 2014	Plankton net 300 µm	Goiana river	2.61E-01	3.64E-02		5.23E-05	1	1
86	Sadri et al., 2014	Manta net 300 µm	Tamar tidal estuary	2.80E-02	8.00E-04		6.35E-06	0	1
87		Net 300 µm		1.76E+02	0.00E+00	1.50E-04	4.11E-02	1	1
88	Lahens et al., 2018	Bulk 300mL for fibers filter 2.7µm	Saigon River	3.42E+05	3.42E+05	3.17E-02	2.55E-01	1	0
89	Hohenblum et al., 2015	Drift net 500 µm (rarely 250 µm)	Danube Hainburg	3.80E-01	0.00E+00	1.06E-04	8.86E-05	1	1
90			Danube Aschach	1.23E-01	0.00E+00	1.33E-05	2.86E-05	1	1
91	Constant et al., 2020	Manta and conical nets 333 µm	Rhône	1.54E+01	1.46E+01	3.24E-04	2.16E-04	1	1
92			Têt	4.23E+01	4.05E+01	8.00E-04	4.43E-04	1	1
93	Vermaire et al., 2017	Manta trawl 100 µm	Ottawa river (8 sites)	1.35E+00	9.86E-01		8.58E-05	1	1
94	Miller et al., 2017	Bucket 3L, filter 45µm for fibers	Hudson river (142 sites)	9.80E+02	9.80E+02		7.31E-04	1	0
95	Campbell et al., 2017	Conical net 80 µm	Wascana creek	3.02E+00	2.70E+00		7.60E-05	1	1
96	Schmidt et al., 2018	Niskin bottle 2.2 L + Net 20 µm	Teltow artificial canal Berlin	7.86E+03	-		1.83E+00	0	0
97	Lin et al., 2018	Bulks 5L 50 cm depth, 20µm sieve	Pearl river (Guangzhou)	2.72E+03	2.20E+03		1.23E-01	1	0
98	Kapp et al., 2018	Plankton net 100µm + Glas jar 2L for fibers	Snake river (tributary)	2.45E+00	7.78E-01		3.90E-04	1	1
99			Columbia river	2.97E+00	2.60E+00		8.69E-05	1	1
100			Seine P1	1.01E+02	1.01E+02		7.50E-05	1	1
101			Seine P2	4.85E+01	4.85E+01		3.62E-05	1	1
102	Dris et al., 2018	Plankton net 80 µm for microfibers only	Seine P3	2.79E+01	2.79E+01		2.08E-05	1	1
103			Seine P4	2.79E+01	2.79E+01		2.08E-05	1	1
104			Seine P5	2.21E+01	2.21E+01		1.65E-05	1	1
105	Barrows et al., 18	Bottles 1L, filter 100 µm	Gallatin river (72 sites)	1.30E+03	1.04E+03		6.14E-02	1	0
106	Yan et al., 2019	Bulks 5L + 50 µm stainless steel sieve	Pearl river (Guangzhou)	1.99E+04	1.79E+03		4.31E+00	1	0
107			Pearl river tidal estuary	8.90E+03	8.01E+02		1.90E+00	0	0
108	Xiong et al., 18	Net 333 µm	Yangtze river	9.00E-01	7.11E-02		1.93E-04	1	1
109	Watkins et al., 2019	Plastic bottle 335µm sieve	Fall creek dams	1.58E+01	1.42E+01		3.79E-04	0	0
110			Six mile creek dams	5.00E+00	4.50E+00		1.20E-04	0	0
111	Tan et al., 2019	Plankton net 112 µm	Beijiang river (feilaixia resevoir)	5.60E-01	8.81E-02		1.10E-04	0	1
112	Simon-Sánchez et al., 2019	Neuston net 5 µm	Ebro river	3.50E+00	1.61E+00		4.42E-04	1	1
113	Gray et al., 2018	Sea surface layer apparatus, 2 mm sieve	Charleston harbor	6.60E+03	3.70E+03		6.80E-01	0	0
114			Winyah bay	3.08E+04	1.05E+03		6.94E+00	0	0
115	Anderson et al., 2018	Glass plate, 1.2mm sieve, bulks 2L, filter 45µm for fibers	Hamble tidal estuary	1.72E+04	1.72E+04		1.28E-02	0	0
116			Beaulieu tidal estuary	7.05E+03	7.05E+03		5.26E-03	0	0
117			Yangtze estuary	9.00E+02	5.94E+02		7.18E-02	0	0
118	Luo et al., 2018	Metal pail 5L, air lift pump, filter 20 µm	Huangpu and Suzhou rivers	2.08E+03	1.76E+03		7.64E-02	1	0
119	Kataoka et al., 19	Plankton net 335 µm	29 Japan rivers	1.60E+00	0.00E+00	4.40E-04	3.73E-04	1	1
120			Buqu river	9.67E+02	6.67E+02		7.04E-02	1	0
121			Naqu river	8.17E+02	7.52E+02		1.58E-02	1	0
122	Jiang et al., 2019	Large flow sampler + 45 µm stainless steel sieve	Lhasa river	6.92E+02	4.57E+02		5.51E-02	1	0
123			Brahmaputra river	4.83E+02	4.20E+02		1.50E-02	1	0
124			Nyang river	5.17E+02	4.08E+02		2.56E-02	1	0
125	Ding et al., 2019	Pump 30 L, 75 µm sieve	Wei river	7.00E+00	3.51E+00		8.18E-04	1	0
126	Deocarís et al. 19	Manta trawl 355 µm	Pasig river	1.32E+00	0.00E+00		3.09E-04	1	1
127	Alam et al., 2019	Glass container 1L + Filter 1.2 µm	Ciwalengke river (Majalaya)	5.85E+03	3.80E+03		4.81E-01	1	0

2.2.2 SIG des bassins versants à l'échelle globale

2.2.2.1 Délimitation des bassins versants

Pour l'extrapolation des flux de MP à l'échelle mondiale, nous avons utilisé un schéma global de la direction du drainage des eaux de surface (Döll et Lehner, 2002), permettant de délimiter les bassins versants mondiaux et de suivre les flux de l'ensemble des zones continentales vers les océans. La direction du drainage des eaux de surface dépend de la topographie des terrains. Le SIG utilisé à l'échelle globale est défini à la résolution de 30 minutes d'arc, ce qui correspond à des mailles de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ (en longitude/latitude), soit environ 55 km de côté à l'équateur. Les grilles, à cette résolution, présentent 360 lignes et 720 colonnes. Bien que cette résolution spatiale soit grossière, elle a l'avantage d'être utilisée pour de nombreux jeux de données environnementales à l'échelle globale telles que les précipitations, les flux de sédiments ou les densités de population.

Les grilles de direction des flux sont définies à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT), correspondant à une représentation numérique de la topographie. Une convention chiffrée permet de traduire la direction principale des flux dans chaque maille en une valeur numérique (Figure 2.3, méthode des huit directions, Jenson et Domingue, 1988). Le développement d'une routine codée sous Python a permis de suivre l'écoulement des eaux de surface de maille en maille en lisant la grille de direction des flux (Döll et Lehner, 2002). L'hypothèse de base est que l'eau s'écoule selon la ligne de plus grande pente (Demargne, 2001). Lorsque le chemin suivi converge vers une maille exutoire, toutes les mailles en amont de ce point sont regroupées pour former un seul et même bassin versant. A chaque maille exutoire correspond un bassin versant. Les limites entre les bassins ainsi déterminés sont appelées lignes de partage des eaux. De part et d'autre de ces lignes théoriques, les eaux de pluie emportent les éléments dissous et en suspension, tels que les sédiments ou les MP, dans des directions différentes, vers les exutoires correspondants (Figure 2.3).

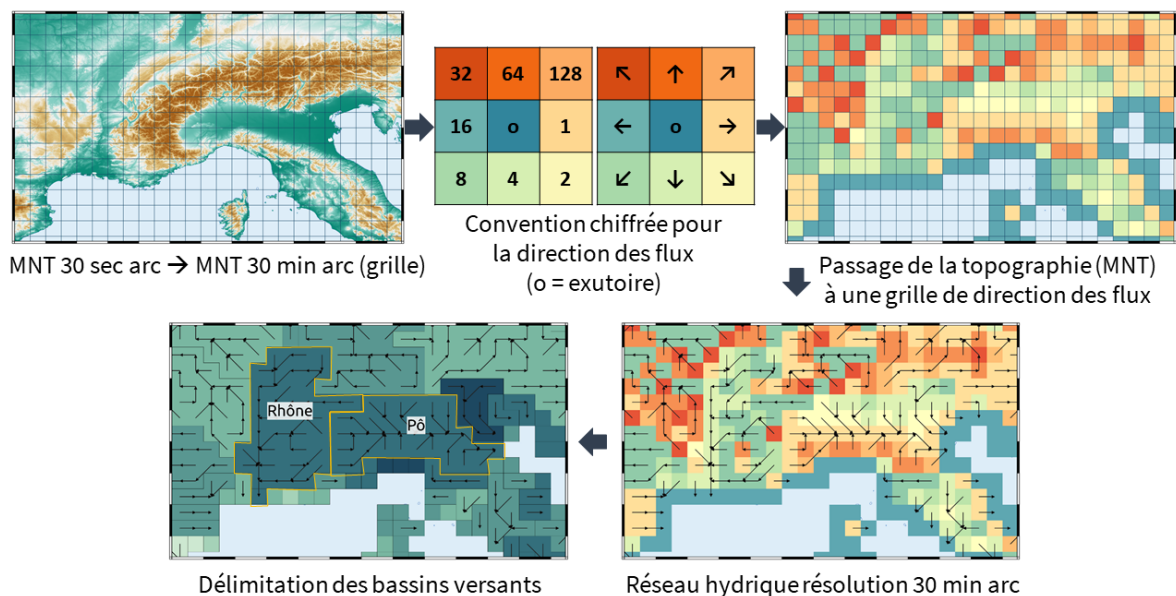


FIGURE 2.3 – Méthode de détermination des directions de flux utilisées pour la délimitation des bassins versants. Ici la résolution est de 30 minutes d'arc (mailles de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ en longitude/latitude).

En balayant l'ensemble de la grille, cette routine permet de délimiter tous les bassins versants à l'échelle globale. La grande majorité des flux convergent vers des mailles exutoires situées sur un littoral. C'est le cas des bassins versants du Rhône et du Pô pris en exemple sur la

Figure 2.3. Il existe également un autre type de bassin, pour lesquels les écoulements d'eau ne convergent pas vers une mer ou un océan mais vers une cuvette fermée à l'intérieur des terres. Ces bassins versants clos sont appelés bassins endoréiques en opposition aux bassins exoréiques dont l'exutoire est l'océan. Seules l'évaporation ou l'infiltration peuvent permettre aux précipitations qui alimentent ces bassins endoréiques d'être évacuées. Il en va de même pour les sédiments ou les pollutions drainées par les eaux dans un bassin endoréique : elles ne peuvent être évacuées autrement que par l'action des circulations atmosphériques ou anthropiques.

Dans l'objectif de modéliser les apports fluviaux de MP vers les océans et vers la mer Méditerranée, ces bassins endoréiques ne seront pas considérés dans la suite de l'étude (ils correspondent aux zones continentales blanches de la Figure 2.4). Les zones glaciaires Antarctiques ne seront pas non plus comptabilisées. Globalement, ce SIG à la résolution de 0.5° a permis d'identifier 9988 bassins hydrographiques exoréiques (zones colorées de la Figure 2.4). Les bassins versants étant notamment caractérisés par leur exutoire, ils ont été catégorisés selon le bassin océanique dans lequel les flux de surface sont rejetés : l'océan Indien, l'Atlantique Nord et Sud, le Pacifique Nord et Sud, l'océan Arctique, la mer Méditerranée et la mer Noire (Figure 2.4).

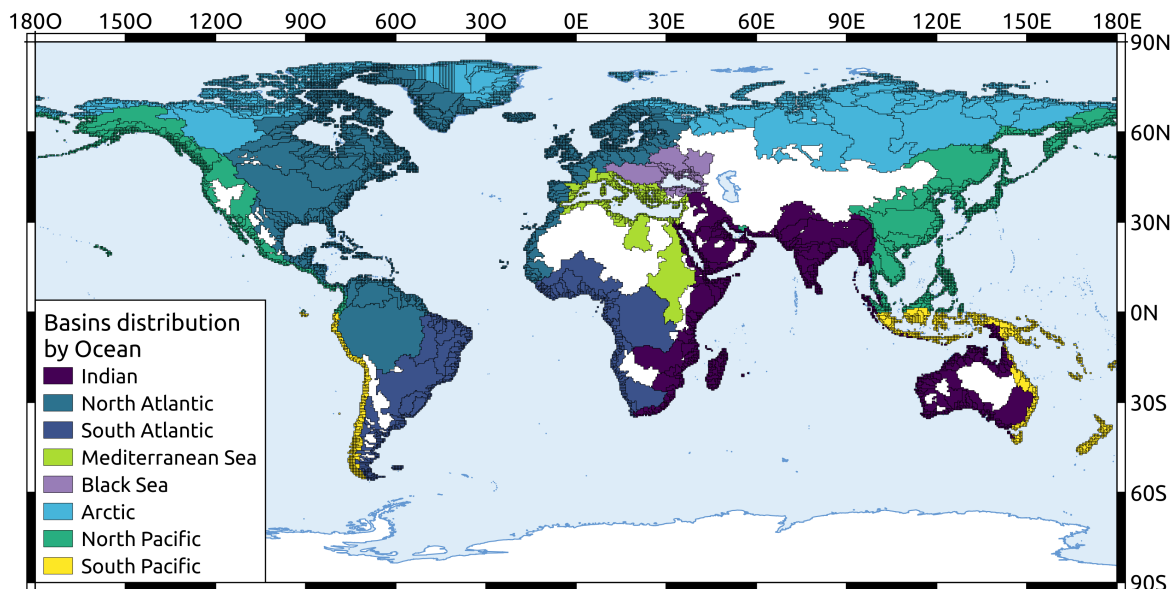


FIGURE 2.4 – Distribution des bassins versants exoréiques en fonction du bassin océanique vers lequel les écoulements de surface sont dirigés (localisation de leur exutoire). Résolution de 0.5° .

2.2.2.2 Superficie des bassins versants

Afin de calculer la superficie des bassins versants délimités par la méthode précédemment décrite, il est nécessaire de calculer l'aire de chacune des mailles de la grille. Chaque maille de la grille est localisée par un doublet $[i, j]$ avec l'indice i correspond à la ligne de la grille sur laquelle se trouve la maille en question et l'indice j à la colonne de la grille. L'aire d'une maille $[i, j]$ dépend de ses coordonnées géographiques (longitude, latitude) définies, à l'échelle globale, par :

$$\begin{cases} longitude[i, j] = -180 + \frac{cellsize}{2} + j * cellsize \\ latitude[i, j] = 90 - \frac{cellsize}{2} - i * cellsize \end{cases} \quad (2.2)$$

et se calcule selon la formule suivante :

$$aire[i, j] = \cos(latitude[i, j]) \left(2\pi R \frac{cellsize}{360}\right)^2 \quad (2.3)$$

i dans l'intervalle $[0, 360]$ et j dans l'intervalle $[0, 720]$ sont les indices de ligne et de colonne, la latitude s'exprime en degrés, R est le rayon terrestre moyen ≈ 6371 km et $cellsize$ correspond à la taille de la maille en degrés (elle dépend de la résolution choisie, ici $0,5^\circ$).

A la résolution de 30 min arc, l'aire minimale calculée pour une maille est de 13 km^2 (située aux pôles, $\text{lat} = \pm 89.75^\circ$) et l'aire maximale obtenue est de 3091 km^2 (située à l'équateur, $\text{lat} = 0^\circ$). La superficie des bassins versants (Figures 2.3 et 2.4) correspond à une somme de mailles. Le plus petit bassin exoréique obtenu dans cette étude recouvre 336 km^2 et le plus gros bassin calculé correspond au bassin Amazonien mesurant environ $5,9 \text{ M.km}^2$. Les 9988 bassins hydrographiques exoréiques identifiés couvrent une surface totale de drainage de 108 M.km^2 . 940 bassins ont une surface supérieure à $10\,000 \text{ km}^2$, 1670 supérieure à $5\,000 \text{ km}^2$ et 5117 supérieure à $1\,000 \text{ km}^2$. Le Tableau 2.3 présente une synthèse des propriétés de la grille de délimitation des bassins versants.

TABLE 2.3 – Synthèse des propriétés de notre SIG sur les bassins versants à l'échelle globale.

total number of basins (without Antarctica)	10 878
total number of exoreic basins (without Antarctica)	9 988
total area	$135\,000\,000 \text{ km}^2$
total exorheic area	$107\,600\,000 \text{ km}^2$
smallest basin	336 km^2
biggest basin (Amazon basin)	$5\,937\,500 \text{ km}^2$
number of exoreic basins $>10\,000 \text{ km}^2$	940
number of exoreic basins $>5\,000 \text{ km}^2$	1670
number of exoreic basins $>1\,000 \text{ km}^2$	5 117

2.2.2.3 Calcul des flux de MP dans les bassin

Pour convertir les concentrations (MP.m^{-3} ou g.m^{-3}) en flux instantanés (MP.an^{-1} ou t.an^{-1}), nous avons utilisé les débits hydriques des fleuves Q et les superficies des bassins versants S . Chaque fois que cela était possible, nous avons pris les débits hydriques instantanés mesurés lors des échantillonnages rapportés dans les études de cas. Cependant, dans de nombreuses publications, le débit hydrique correspondant n'était pas cité. Nous avons utilisé à la place des estimations annuelles moyennes sur le long terme extraites du SIG sur l'intensité du drainage des eaux de surface à l'échelle globale (Figure 2.5, d'après Ludwig et al., 1998). Les valeurs sont déterminées à partir de la digitalisation de l'atlas hydrologique de Korzoun et al. (1977) qui fournit des cartes avec des isolignes dessinées "à la main" (extrapolation des débits observés). Les débits hydriques Q sont exprimés en $\text{m}^3.\text{an}^{-1}$ et l'intensité du drainage sQ correspond à un écoulement spécifique exprimé en mm.an^{-1} . Ces deux paramètres sont reliés par la relation suivante où S est la superficie des bassins versants exprimée en km^2 :

$$Q = sQ S * 1000 \quad (2.4)$$

Les flux absolus numériques et massiques (F_p en MP.an^{-1} et F_m en t.an^{-1}) en sont ensuite calculés à partir des concentrations moyennes en nombre et en masse (C_p en MP.m^{-3} et C_m en t.m^{-3}) et des débits hydriques tels que :

$$\begin{cases} F_p = C_p Q \\ F_m = C_m Q \end{cases} \quad (2.5)$$

Les flux spécifiques rapportés par unité de surface (sF_p en $\text{MP}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ et sF_m en $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$) sont ensuite obtenus en divisant les flux absolus par la superficie des bassins versants correspondants tels que :

$$\begin{cases} sF_p = \frac{F_p}{S} \\ sF_m = \frac{F_m}{S} \end{cases} \quad (2.6)$$

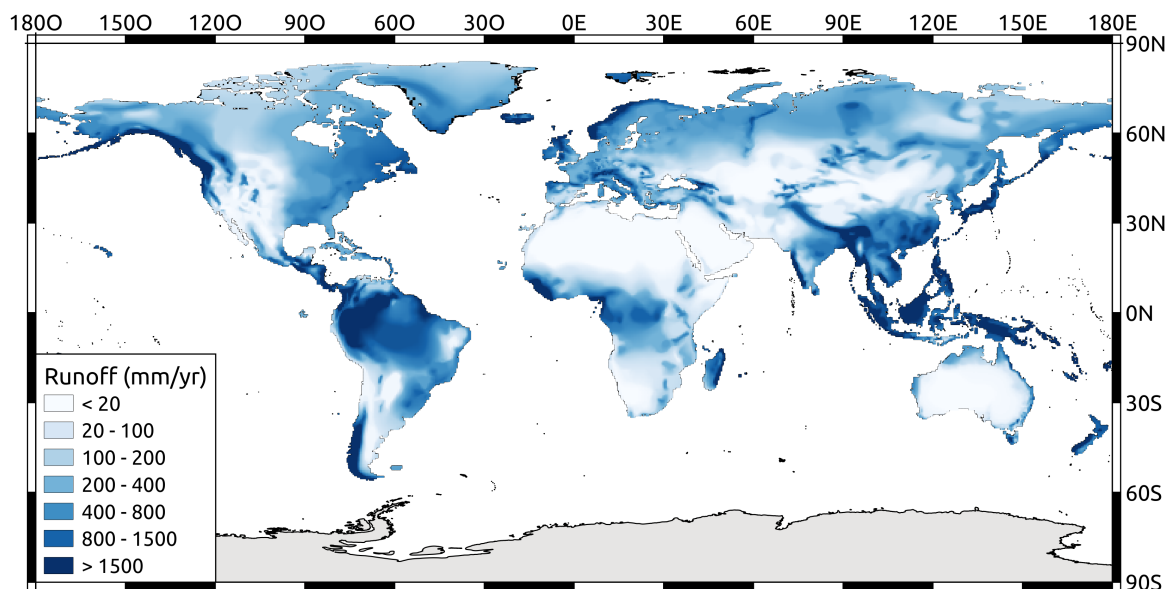


FIGURE 2.5 – Intensité du drainage sur les continents (d'après Ludwig et al., 1998). Le débit hydrique d'un fleuve est l'un des principaux paramètres hydrologiques susceptible de gouverner les flux de MP rejetés par les fleuves dans les océans.

2.2.2.4 Caractérisation environnementale des bassins échantillonnés

En plus des débits hydriques, d'autres paramètres climatiques, morphologiques, environnementaux et anthropiques ont été considérés afin d'identifier les meilleurs facteurs de contrôle des flux de MP dans les fleuves. Parmi les paramètres testés, il y a notamment les flux de matières en suspension (MES) qui font l'objet de nombreuses recherches et jouent un rôle majeur dans les cycles géochimiques naturels tels que le cycle du carbone (Ludwig et al., 1998). Les données climatiques considérées sont les précipitations annuelles et les vitesses moyennes des vents dans les bassins. L'occupation des sols (densité de la végétation, surfaces agricoles, zones urbaines), l'élévation et la pente des terrains ont aussi été testées.

L'objectif est d'établir des relations statistiques entre ces différents paramètres et les flux de MP observés dans les fleuves. Pour cela, chaque station d'échantillonnage de l'étude a été associée à son bassin versant correspondant. Lorsque la station d'échantillonnage se trouvait en amont de l'embouchure du fleuve, le bassin versant n'a pas été considéré dans sa globalité. Seules les mailles de grille situées en amont de la station ont été délimitées pour former le sous-bassin correspondant. Une deuxième couche de données a ainsi été créée comprenant uniquement les bassins et sous-bassins versants correspondant aux stations de prélèvement de MP (Figure 2.6). A la résolution de 30 minutes d'arc, les plus petits bassins ne peuvent pas être cartographiés. Les 89 fleuves échantillonnés sont ainsi inclus dans 44 bassins versants différents. Ils s'étendent sur une surface de $16.8 \text{ M}\cdot\text{km}^2$ représentant environ 15 % de la surface totale des bassins exoréiques égale à $108 \text{ M}\cdot\text{km}^2$. Leur débit hydrique est d'environ $6\,260 \text{ km}^3\cdot\text{an}^{-1}$, soit 14 % du débit hydrique global de $44\,600 \text{ km}^3\cdot\text{an}^{-1}$.

Les données géospatialisées citées précédemment ont ensuite été extraites pour chacun des bassins échantillonnés à partir de grilles à la même résolution que le SIG des bassins versants (30 minutes d'arc). La caractérisation environnementale, climatique, morphologique et anthropique des bassins échantillonnés est obtenue en sommant ou moyennant l'ensemble des valeurs des mailles de grille situées à l'intérieur des bassins en question (en amont des stations de prélèvement).

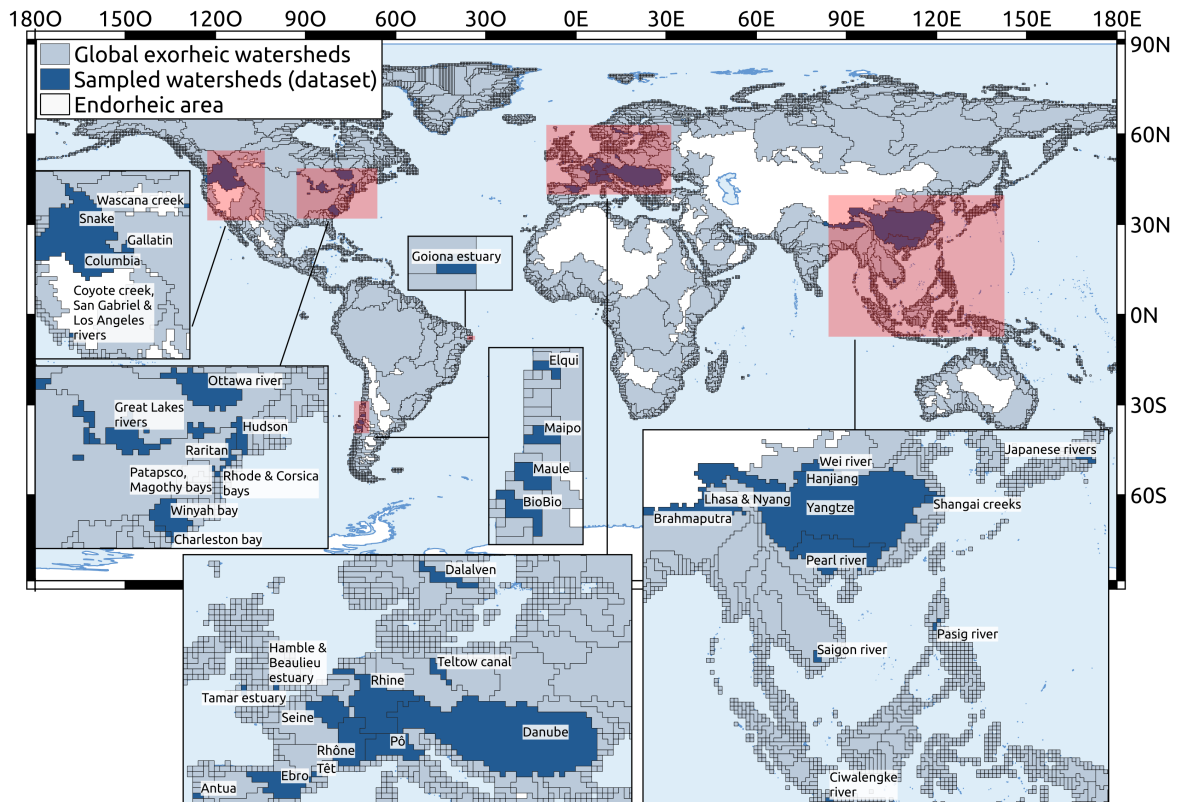


FIGURE 2.6 – Délimitation des bassins versants exorhéiques à l'échelle globale (polygones gris) et représentation des bassins et sous-bassins versants pour lesquels nous avons des mesures de concentration de MP dans les fleuves (polygones bleus). Ces derniers représentent 127 valeurs moyennes mesurées à différentes stations dans 89 fleuves et compilées à partir de 42 études de la littérature (Tableau 2.2).

2.2.3 Analyses statistiques

2.2.3.1 Modèle de régression

Le calcul des matrices de corrélation est une étape préliminaire aux régressions statistiques afin d'évaluer les corrélations entre les paramètres de contrôle potentiels et les flux de MP dans les fleuves. Pour cela, nous calculons des coefficients de corrélation entre les variables quantitatives en question (définis comme le rapport entre leur covariance et le produit de leurs écarts types). Parmi les facteurs de contrôles potentiels cités précédemment, les corrélations avec les flux de MP observés étaient souvent mauvaises du fait de la grande variabilité des mesures (Tableau 2.2). Nous n'avons retenu dans la suite que les paramètres pour lesquels des relations statistiques significatives ont été obtenues.

Les régressions statistiques ont ensuite pu être initiées en se basant sur l'ensemble des données collectées : d'une part, la variable de référence correspondant aux flux de MP observés *in situ* et d'autre part les facteurs de contrôle présentant les meilleures corrélations (Figure 2.7).

Des régressions linéaires simples et multi-paramétriques ont été utilisées pour étudier les relations entre les différentes variables. En effet, un seul paramètre de contrôle peut ne pas suffire à expliquer la variabilité observée des flux de MP dans les fleuves, c'est pourquoi l'utilisation de régressions statistiques multiples peut aider à identifier des contrôles supplémentaires. Les analyses ont été réalisées à l'aide de la fonction `ols()` de la librairie `statmodels.formula.api` disponible en langage Python et de la fonction `LinearRegression()` de la librairie `sklearn.linear_model`. De nombreux tests ont été effectués dans l'objectif d'obtenir les meilleurs résultats, seules les régressions concluantes seront présentées dans les résultats.

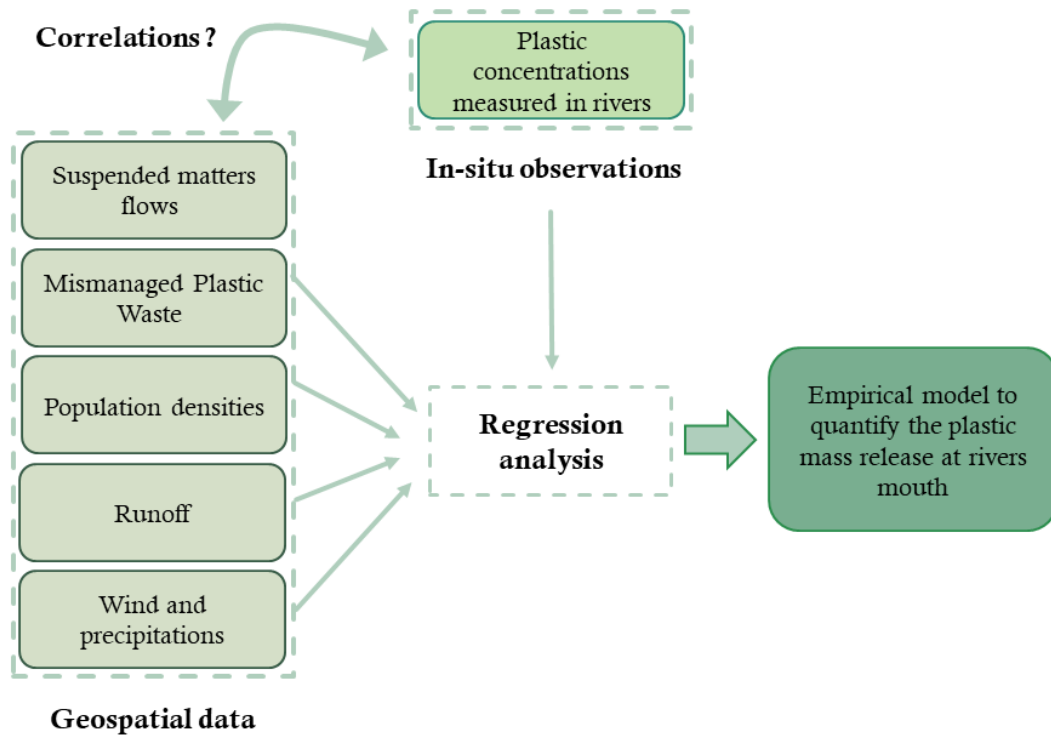


FIGURE 2.7 – Structure des modèles empiriques basés sur des méthodes de régressions statistiques. Des paramètres géo-spatialisés sont extraits pour tous les bassins versants échantillonnés, ceux montrant les meilleures corrélations avec les observations sont ensuite utilisés pour effectuer des régressions statistiques. Les équations paramétriques issues de ces analyses permettent de prédire les flux de MP exportés par des fleuves pour lesquels aucune observation *in situ* n'existe encore.

La variabilité des concentrations de MP est répartie sur plusieurs ordres de grandeur en fonction des prélèvements. Pour que les plus fortes valeurs ne dirigent pas à elles seules les régressions, il a été nécessaire de travailler avec des paramètres exprimés en \log_{10} . Les équations paramétriques obtenues en \log_{10} entre les flux massiques de MP (F_m) dans les fleuves et les facteurs de contrôle potentiels dans les bassins (X_1, X_2, \dots, X_n) sont des lois puissance du type :

$$\begin{cases} \log(F_m) = a_1 \log(X_1) + a_2 \log(X_2) + \dots + a_n \log(X_n) + b \\ F_m = 10^b * X_1^{a_1} * X_2^{a_2} * \dots * X_n^{a_n} \end{cases} \quad (2.7)$$

où (b, a_1, a_2, \dots, a_n) sont des coefficients empiriques.

Les équations paramétriques obtenues à l'issue de ces analyses en régressions statistiques permettent de calculer, à partir des meilleurs facteurs de contrôle, les estimations des flux de MP dans les bassins versants où aucune mesure n'a encore été réalisée. Afin d'estimer des flux globaux géospatialisés, ces modèles sont extrapolés à l'échelle globale, c'est-à-dire appliqués à l'ensemble des bassins de notre SIG.

2.2.3.2 Application de ces modèles empiriques dans la littérature

La même méthodologie a déjà été appliquée dans la littérature pour quantifier les apports fluviaux de MP vers les océans. Les publications en question sont celles de [Lebreton et al. \(2017\)](#) et de [Schmidt et al. \(2017\)](#) qui proposent une évaluation des contributions provenant des populations vivant dans les bassins versants connectées aux océans via les systèmes fluviaux. Ces études ont succédé à la toute première étude globale d'estimation des rejets de plastiques vers les océans associées aux populations côtières vivant à moins de 50 km des côtes de [Jambeck et al. \(2015\)](#). Ces travaux ont abouti à l'estimation largement reprise par la communauté scientifique de 4.8 à 12.7 millions de tonnes de déchets plastiques potentiellement rejetées dans les océans chaque année.

[Lebreton et al. \(2017\)](#) tiennent compte à la fois de la saisonnalité et de la variabilité spatiale des sources. Leur modèle reprend le concept de déchets plastiques mal gérés ("*Mismanaged Plastic Waste*" - MPW) par habitant et par pays, développé dans les études de [Jambeck et al. \(2015\)](#) et [Hoornweg et Bhada \(2012\)](#). Ils utilisent également des données géospatiales sur les densités de population ainsi que sur les écoulements mensuels moyens des eaux de ruissellement dans les bassins versants. Leur modèle prend en compte la présence des barrages qui agissent comme des puits de particules en ne considérant que les stocks de MPW en aval de ces barrières artificielles. En se basant sur 30 mesures *in situ*, ils estiment un apport annuel global de plastique provenant des fleuves vers les océans entre 1.15 et 2.41 millions de tonnes avec une contribution largement dominante des fleuves du continent asiatique.

[Schmidt et al. \(2017\)](#) se basent sur le même principe de modélisation empirique mais ont étayé la base de données recensant les mesures de concentration en plastique dans les fleuves (240 mesures condensées en 68 concentrations moyennes). Ils ont également traité séparément les MP des macroplastiques, ce qui est une hypothèse importante étant donné les différences de mode de transport et de prélèvements existant entre ces deux classes de tailles de particules. Leurs estimations sont basées exclusivement sur le paramètre MPW. Finalement, ils estiment des flux globaux entre 0.41 et 4 millions de tonnes par an.

Ces deux dernières études confirment le premier scénario d'apport de l'étude de [Jambeck et al. \(2015\)](#) : les rejets de plastiques vers le milieu marin seraient de plusieurs millions de tonnes par an. Ces études soutiennent également l'hypothèse selon laquelle les MP constituent une part importante, voire dominante, des apports totaux de plastique. Cependant, les autres approches de modélisation des flux de MP dans les fleuves n'ont jamais réussi à obtenir des estimations aussi élevées : par exemple, [van Wijnen et al. \(2019\)](#) ont estimé des exports globaux d'environ 47 kt.an⁻¹ et [Siegfried et al. \(2017\)](#) ont estimé des rejets européens d'environ 14,4 kt.an⁻¹ (modèles conceptuels évoqués dans la Section 1.3.4).

Les incertitudes sur ces premières estimations sont donc grandes, d'une part du fait de la faible disponibilité des observations au moment de leur publication, de la grande variabilité des valeurs mesurées et de la faiblesse de leurs conversions entre flux en nombre et flux massiques, d'autre part du fait des incertitudes liées aux extrapolations du modèle à l'échelle globale via les paramètres de contrôle choisis. Bien que le concept de MPW soit attirant d'un point de vue conceptuel, il reste invalidé par les observations, son adhésion générale étant associée aux études de [Lebreton et al. \(2017\)](#) et de [Schmidt et al. \(2017\)](#). Ces premiers modèles ont pour vocation d'être améliorés avec le nombre croissant de mesures publiées dans la littérature.

2.2.3.3 Les stocks de déchets plastiques mal gérés (MPW)

Le concept de MPW en tant que principal facteur de contrôle des flux de plastiques vers les océans a été introduit par [Jambeck et al. \(2015\)](#) et [Hoornweg et Bhada \(2012\)](#). Le MPW est défini comme étant la quantité de déchets plastiques qui échappe au recyclage, à l'incinération et au stockage définitif dans des décharges contrôlées ([Jambeck et al., 2015](#)). Le MPW désigne donc tous les plastiques qui se retrouvent dans l'environnement à cause d'une mauvaise gestion des déchets (directement jetés ou perdus, déposés en décharges sauvages ou sites d'enfouissement à ciel ouvert). Ce paramètre théorique est calculé statistiquement à partir du produit intérieur brut (PIB) des pays, des données nationales sur la production de déchets ménagers par habitant, du pourcentage de plastiques dans ces déchets et des méthodes de gestion des déchets par pays (recyclage, incinération, déchèterie, enfouissement) ([Hoornweg et Bhada, 2012](#); [World Bank, 2010](#)).

La spatialisation des estimations de MPW permet d'évaluer les impacts régionaux que pourraient avoir les déchets plastiques sur les écosystèmes. Associé aux projections à long terme des densités de population mondiale, le MPW est aussi utilisé pour établir des scénarios futurs de production et de répartition des déchets dans l'environnement ([Jambeck et al., 2015](#); [Lebreton et Andrady, 2019](#)). En 2009, la production annuelle totale de déchets solides municipaux était estimée à environ 2 milliards de tonnes ([Karak et al., 2012](#)) mais au niveau local les chiffres sont généralement corrélés au PIB local ([Hoornweg et al., 2013](#)) : en moyenne, dans les pays développés les plus riches (Europe et USA) les habitants généreraient entre 522 et 760 kg de déchets solides municipaux par an et par personne contre 110 à 526 kg dans les pays en développement ([Karak et al., 2012](#)) et dans tous les cas moins de 200 kg par an et par habitant dans les pays du tiers monde ([Arkin et al., 2020](#)). Ainsi, des pays moins développés comme la Chine ou l'Inde présentent une consommation de plastique bien plus faible par habitant mais étant associés à des densités de population beaucoup plus fortes et une gestion des déchets considérée comme moins efficace, les stocks de MPW y sont parmi les plus élevés ([Jambeck et al., 2015](#); [Lebreton et Andrady, 2019](#)).

Le Tableau 2.4 inclut les estimations de MPW selon [Jambeck et al. \(2015\)](#) afin de les comparer aux estimations plus récentes développées par [Lebreton et Andrady \(2019\)](#). La réévaluation des stocks de MPW effectuée par la seconde étude donne des valeurs plus faibles que celles issues de la première étude. La quantification des stocks de MPW à l'échelle globale est basée sur les densités de population, mais dépend également des statistiques socio-économiques des différentes populations. Dans les premières estimations de ce paramètre ([Jambeck et al., 2015](#)), le MPW n'a été déterminé qu'au niveau national, une valeur moyenne de MPW était ainsi attribuée à chaque pays. Dans l'étude de [Lebreton et Andrady \(2019\)](#), l'estimation des stocks de MPW est basée sur une distribution géospatiale haute résolution (30 secondes d'arc) des densités de population et du PIB, intégrant une nuance à des échelles plus fines et donc plus appropriées pour notre étude.

La répartition des stocks par bassin océanique est également différente, notamment entre l'océan Pacifique Nord et l'océan Indien (Tableau 2.4). Les stocks de MPW dans les bassins reliés au Pacifique Nord sont plus importants pour [Jambeck et al. \(2015\)](#) que pour [Lebreton et Andrady \(2019\)](#). Cette dernière étude prévoit en effet que la majorité du stock est contenue dans les bassins reliés à l'océan Indien. Les deux ensembles de données prévoient, l'un et l'autre, des stocks de MPW relativement faibles dans les bassins versants reliés à l'Atlantique Nord, en se basant sur une gestion des déchets qu'ils considèrent bien plus efficace en Amérique du Nord et en Europe, réduisant ainsi les probabilités de fuites de déchets dans l'environnement. Finalement le stock mondial de MPW calculé par ce deuxième papier ne représente qu'environ deux tiers du stock de MPW estimé par la première étude.

Pour nos analyses statistiques nous utiliserons préférentiellement les stocks de MPW les plus récents issus de [Lebreton et Andrady \(2019\)](#) pour les calculs et extrapolations des modèles contrairement aux études de [Lebreton et al. \(2017\)](#) et de [Schmidt et al. \(2017\)](#) qui se sont référées aux estimations de [Jambeck et al. \(2015\)](#).

La variabilité spatiale des caractéristiques environnementales les mieux corrélées aux observations sont synthétisés dans le Tableau 2.4 en fonction des bassins océaniques exutoires illustrés sur la Figure 2.4. Le débit hydrique global pour l'ensemble des bassins est de $44\,600\text{ km}^3\cdot\text{an}^{-1}$ pour une population mondiale de 7 milliards de personnes, et un stock total de MPW de 64 Mt ([Lebreton et Andrady, 2019](#)) à 109 Mt ([Jambeck et al., 2015](#)).

TABLE 2.4 – Caractéristiques de notre SIG global en fonction des bassins océaniques exutoires. Les valeurs entre parenthèses sont les pourcentages correspondants aux valeurs associées. La colonne "Others" inclue les exports vers la mer Méditerranée, la mer Noire et l'océan Arctique. La somme des pourcentages sur une ligne fait 100 %.

	Exorheic Basins	North Atlantic Ocean	South Atlantic Ocean	Indian Ocean	North Pacific Ocean	South Pacific Ocean	Others
Number of basins	9988	2526 (25)	422 (4)	1028 (10)	1895 (19)	1091 (11)	3026 (30)
Area (M.km ²)	107.6	27.2 (25)	16.6 (15)	19.3 (18)	15.6 (15)	3.8 (4)	25.1 (23)
Water discharge (km ³ .yr ⁻¹)	44600	14945 (33)	5791 (13)	5425 (12)	9318 (21)	4334 (10)	4847 (11)
Population 2015 (billion inhabitants)	6.99	0.97 (14)	0.72 (10)	2.20 (31)	2.08 (30)	0.28 (4)	0.74 (11)
MPW (Jambeck et al., 2015) (M.tons)	109	5.8 (5)	11.3 (10)	21.1 (19)	56.2 (52)	4.3 (4)	10.3 (9)
MPW (Lebreton et Andrady, 2019) (M.tons)	64	3.2 (5)	10.4 (16)	21.6 (34)	20.3 (32)	1.0 (2)	7.5 (12)

2.3 Résultats : vers une réévaluation des apports fluviaux de microplastiques

2.3.1 Application des modèles de la littérature

À des fins de comparaison, nous avons tout d'abord appliqué les deux modèles de la littérature : celui de [Lebreton et al. \(2017\)](#) d'une part et de [Schmidt et al. \(2017\)](#) d'autre part. Nous avons utilisé les mêmes jeux de données sur les concentrations de MP ($n = 30$ et $n = 68$, respectivement) et les mêmes paramètres de calibration des régressions que les auteurs ($MPW * sQ$ et MPW , respectivement). Ces deux modèles ont utilisé les estimations de MPW issues de [Jambeck et al. \(2015\)](#) ($MPW - J$) que nous avons reprises. Les coefficients de corrélation que nous avons obtenus (Tableau 2.5) correspondent aux coefficients publiés ($r^2 = 0.92$ et $r^2 = 0.78$, respectivement) mais les budgets qui en résultent sont légèrement différents. Nous avons obtenu des apports de $3\,700\text{ kt}\cdot\text{an}^{-1}$ en appliquant la méthodologie de [Lebreton et al. \(2017\)](#) là où leurs estimations sont comprises entre $1\,150$ et $2\,410\text{ kt}\cdot\text{an}^{-1}$. Dans le cas de l'application de la méthodologie de [Schmidt et al. \(2017\)](#), le résultat obtenu de $690\text{ kt}\cdot\text{an}^{-1}$ est compris dans la fourchette de 160 à $2\,310\text{ kt}\cdot\text{an}^{-1}$ publiée par l'étude.

Ces différences sont liées à la méthode d'extrapolation des équations paramétriques pour le calcul des flux à l'échelle globale. Pour cela nous utilisons notre SIG des bassins versants et la spatialisation associée des paramètres MPW et sQ qui peuvent présenter des différences avec les outils utilisés dans les deux études citées, notamment en termes de résolution. Une autre différence existe par rapport au modèle de base de [Lebreton et al. \(2017\)](#) : ce modèle ne

considère que les stocks de MPW en aval des barrages alors que nos simulations sont calibrées en tenant compte des stocks de MPW dans l'ensemble des sous-bassins en amont des stations de mesures. Néanmoins, leurs tests réalisés sans prendre en compte les barrages prédisent des flux qui ne sont pas fondamentalement différents de ceux avec les barrages (compris entre 760 et 1 550 kt.an⁻¹). Ceci s'explique par la concentration de la population et donc des stocks de MPW proche des zones côtières, en aval des principaux barrages.

Nous avons ensuite décidé de remplacer le paramètre $MPW - J$ de [Jambeck et al. \(2015\)](#) par les estimations plus récentes de MPW issues de [Lebreton et Andrady \(2019\)](#) ($MPW - L$) pour l'extrapolation des modèles de flux à l'échelle globale. Bien que les stocks globaux de $MPW - L$ soient globalement plus faibles que les stocks de $MPW - J$ (Section 2.2.3.3), les estimations des apports fluviaux qui en résultent sont augmentées d'un ordre de grandeur. En re-calibrant le modèle selon [Lebreton et al. \(2017\)](#) avec le $MPW - L$, les simulations produisent des flux totaux atteignant 37 600 kt.an⁻¹ et des flux de MP atteignant 40 200 kt.an⁻¹, ce qui correspond à environ deux tiers du stock mondial de MPW sur les continents (*i.e.* 64 000 kt, Tableau 2.4). Cela suggère que les analyses de régression *log-log*, même si elles sont associées à des coefficients de corrélation élevés (ici $r^2 = 0.95$), doivent être considérées avec précaution lorsqu'elles ne reposent que sur quelques mesures (ici $n = 30$). En effet, il faut noter que le modèle de [Lebreton et al. \(2017\)](#) est dirigé par une mesure de concentration nettement supérieure à toutes les autres (> 3 ordres de grandeur), prélevée dans un des plus grands bassins asiatiques : le Yangtsé ([Zhao et al., 2014](#)). Ce fleuve domine les régressions si bien que lorsque cette valeur aberrante est écartée de leurs analyses statistiques, le coefficient de détermination passe de $r^2 = 0.99$ à $r^2 = 0.41$ voire même à $r^2 = 0.17$ (Table 4 du papier de [Lebreton et al., 2017](#)).

Les flux calculés selon [Schmidt et al. \(2017\)](#) en re-calibrant le modèle avec $MPW - L$ donnent des apports de MP de 1 700 kt.an⁻¹. Nous remarquons que l'augmentation du nombre de points de mesure entre les deux études ($n = 30$ à $n = 68$) fait baisser le coefficient de détermination du modèle ($r^2 = 0.95$ à $r^2 = 0.68$). Notons également que la correction des données d'entrées erronées d'un facteur 1000 dans la compilation de [Schmidt et al. \(2017\)](#) provoquent une diminution importante des sorties du modèle, faisant chuter les estimations à quelques centaines de kt.an⁻¹. Finalement, alors que les deux modèles s'accordaient initialement sur des apports fluviaux de plastique vers les océans de l'ordre du millions de tonnes par an, la correction des erreurs dans la base de données de [Schmidt et al. \(2017\)](#) entraîne une distinction nette de 2 ordres de grandeur entre les résultats issus des deux études (540 kt.an⁻¹ et 40 200 kt.an⁻¹).

Finalement, la distribution spatiale des flux en fonction des bassins océaniques dans lesquels ils sont rejetés est extrêmement déséquilibrée. Dans certaines simulations, l'océan Indien et le Pacifique Nord cumulent à eux deux jusqu'à 90 % des apports fluviaux de MP. Selon ces scénarios, les 20 fleuves les plus polluants seraient responsables de 80 à 90 % des flux, la grande majorité d'entre eux étant des fleuves asiatiques, laissant des grands fleuves européens et américains loin derrière tels que le Danube ou l'Amazone.

TABLE 2.5 – Application des modèles de la littérature (Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017, et Schmidt et al., 2017 Corrigé par nos soins). Estimations des flux totaux de plastique puis de uniquement de MP correspondant aux modèles empiriques de la littérature, à l'échelle globale et en fonction des bassins océaniques dans lesquels ils sont rejetés. $MPW - J$, $MPW - L$ et sQ sont les facteurs de contrôle des flux et désignent, respectivement, les stocks de MPW en ($t \cdot an^{-1}$) selon Jambeck et al. (2015) puis selon Lebreton et Andrady (2019) et les écoulements de surface en ($mm \cdot an^{-1}$). Le top 20 désigne les 20 bassins versants pour lesquels les flux sont les plus élevés. La colonne "Others" inclue les exports vers la mer Méditerranée, la mer Noire et l'océan Arctique.

Data subsets	Number of data	Regression parameters	Number to mass conversion factor	r^2	Global flux ($kt \cdot yr^{-1}$)	North Atlantic (%)	South Atlantic (%)	Indian Ocean (%)	North Pacific (%)	South Pacific (%)	Others (%)	Top 20 basins (%)
(Lebreton et al., 2017) Total plastic	30	$MPW - J * sQ$	Lf	0.92	3700	3.1	9.7	44.5	39.3	1.8	1.6	68
(Lebreton et al., 2017) Total plastic	30	$MPW - L * sQ$	Lf	0.95	37600	1.9	7.0	52.6	36.8	0.9	0.8	82
(Lebreton et al., 2017) MP	30	$MPW - L * sQ$	Lf	0.95	40200	1.0	4.5	60.7	32.9	0.4	0.5	91
(Schmidt et al., 2017) MP	68	$MPW - J$	Sf	0.78	690	0.5	12.3	46.1	30.3	0.1	10.7	91
(Schmidt et al., 2017) MP	68	$MPW - L$	Sf	0.68	1700	0.9	13.5	43.8	30.8	0.1	10.9	87
(Schmidt et al., 2017) Corr MP	68	$MPW - J$	Sf	0.72	170	4.5	16.8	35.2	31.0	1.3	11.2	54
(Schmidt et al., 2017) Corr MP	68	$MPW - L$	Sf	0.72	540	4.7	16.8	34.8	31.0	1.4	11.3	52

En conclusion, l'application préliminaire des modèles de la littérature pour l'évaluation des apports fluviaux de MP vers les océans nous a fait prendre connaissance de leurs limites. Alors que nous prévoyons initialement de les appliquer régionalement à la Méditerranée pour initier la dispersion des MP en mer, nous avons finalement décidé de reprendre leur méthodologie pour comprendre ces limites tout en complétant la base de données des observations.

2.3.2 Analyse de la base de données

2.3.2.1 Performances des facteurs de conversions

Après avoir étayé la base de données sur laquelle repose la modélisation empirique des flux de MP exportés par les fleuves nous nous sommes intéressés aux conversions entre concentrations en nombre de MP et concentrations massiques. Nous avons vu dans la partie Méthodes (Section 2.2.1.3) que nos facteurs de conversion ($Wf_1 = 0,23$ mg pour les non-fibres et $Wf_2 = 0,75$ μg pour les fibres) sont nettement inférieurs aux valeurs utilisées dans les modèles décrits précédemment ($Lf = 3,00$ mg selon Lebreton et al. (2017) et $Sf = 0,96$ mg selon Schmidt et al. (2017)). Comme les échantillons peuvent être largement composés de fibres (jusqu'à >90 %, Tableau 2.2), les concentrations massiques composites ne représentent souvent qu'une petite fraction de Wf_1 (non-fibres). Les concentrations massiques ainsi converties sont souvent 1 à 2 ordres de grandeur inférieures à celles obtenues en se basant sur les facteurs de conversion Lf ou Sf .

Parmi tous ces facteurs de conversion, le meilleur ajustement aux observations est obtenu avec le facteur composite des masses médianes ($Wf \propto (Wf_1, Wf_2)$) (Figure 2.8a-d). Les conversions effectuées à partir des facteurs Lf et Sf tendent à surestimer les concentrations massiques de MP dans les fleuves. La séparation des fractions fibres et non fibres améliore donc grandement les conversions. Sur la base des données disponibles, notre méthode permet une amélioration des estimations de flux massiques par rapport aux études antérieures. Quand suffisamment de

données seront disponibles, des conversions par taille de particules ou type de polymères pourront apporter une amélioration de ces calculs.

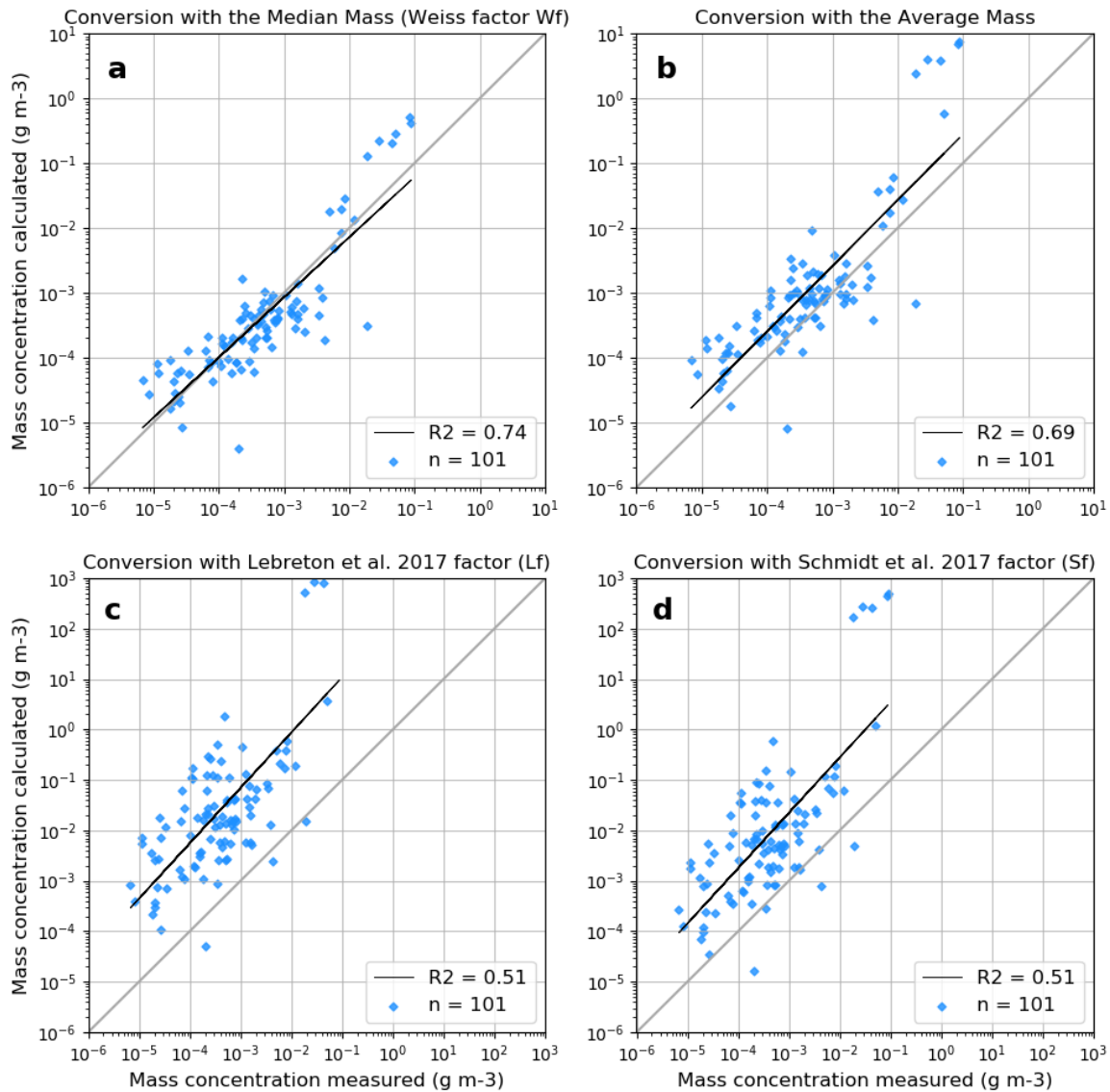


FIGURE 2.8 – Comparaison entre les concentrations massiques mesurées et calculées à partir de différents facteurs de conversion. Les conversions sont réalisées à partir [a] du facteur composite (Wf) basé sur les masses **médianes** d'un MP non-fibre et d'une fibre; [b] du facteur composite basé sur les masses **moyennes** d'un MP non-fibre et d'une fibre; [c] du facteur (Lf) utilisé par [Lebreton et al. \(2017\)](#); [d] du facteur (Sf) utilisé par [Schmidt et al. \(2017\)](#).

2.3.2.2 Impact de la classification des données

Nous avons évoqué dans le Chapitre 1, la diversité des protocoles utilisés pour l'échantillonnage des MP en milieu aquatique. Le jeu de données comporte donc des mesures prélevées avec des méthodes parfois très différentes qui les rend de ce fait non comparables entre elles. Un système de classifications ("*river-like*" et "*plankton net*") nous a ainsi permis de réduire la base de données à des sous-ensembles plus restrictifs et plus homogènes (méthode filet à plancton et localisation fleuves au sens stricte).

Nos données montrent que l'utilisation de méthodes différentes des traits de filet à plancton, impliquant généralement des filtrations plus fines ($< 80 \mu\text{m}$), entraîne des mesures de concentration en nombre de MP beaucoup plus fortes (Figure 2.9). Les concentrations en nombre sont négativement corrélées aux tailles des mailles utilisées pour le prélèvement des MP. Ce résultat est en accord avec des études antérieures qui ont comparé les prélèvements obtenus à l'aide de plusieurs tailles de mailles de filet dans les fleuves (Dris et al., 2015a), dans les dépôts atmosphériques (Allen et al., 2019) et en mer (Poulain et al., 2019). Plus les mailles sont fines, plus le nombre de MP retenus est grand. Multiplier ces concentrations de MP par les facteurs de conversion calculés à partir d'échantillons filet à plancton engendre des biais importants dans les bilans massiques qui tendent à être surestimés (Figure 2.8).

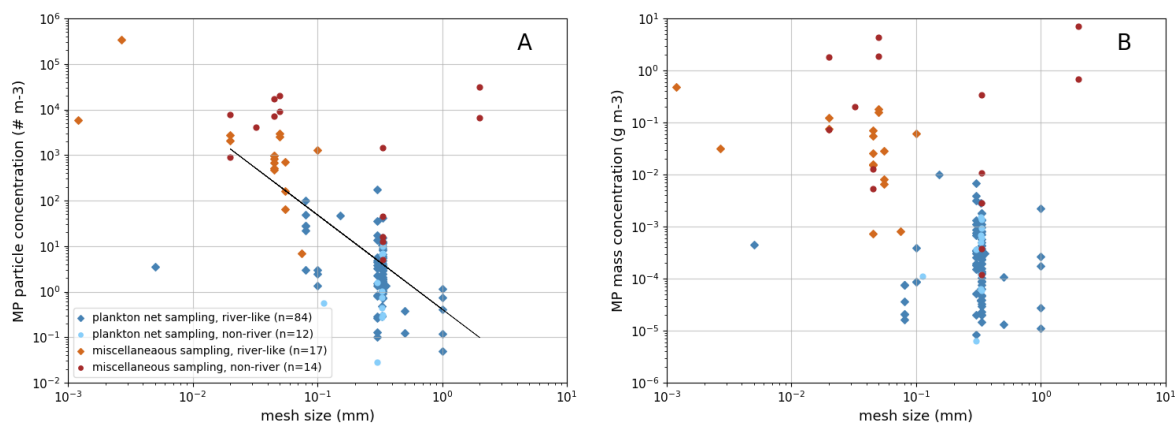


FIGURE 2.9 – Relation entre concentrations de MP et mailles de filet. [A] Concentrations en nombre de MP ($\text{MP}\cdot\text{m}^{-3}$) et [B] concentrations massiques ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) de MP en fonction des tailles de maille de filet à plancton utilisées pour la filtration des échantillons d'eau.

2.3.2.3 Etude de la variabilité des concentrations massiques

Le fleuve Yangtsé fournit un exemple concret de l'impact sur les bilans massiques des méthodes d'échantillonnages combinées à des conversions inappropriées. Les filtrations fines (pompage sur filtre de 0.05 mm - Zhao et al., 2014) des eaux du Yangtsé donnent des concentrations en nombre de MP de 3 à 4 ordres de grandeur plus fortes que les prélèvements classiques avec filets à plancton de maille 0.3 mm (Xiong et al., 2019) (Tableau 2.2). Lorsque ces concentrations en nombre sont converties en concentrations massiques en utilisant pour les premières le facteur de conversion Lf (selon Lebreton et al., 2017) et pour les secondes le facteur de conversion Wf (notre étude), l'écart passe à 5 ordres de grandeur de différence.

Une représentation en *box-plots* des concentrations massiques de MP met en évidence l'effet combiné des facteurs de conversion surestimés et du mélange abusif des techniques d'échantillonnage sur la variabilité des concentrations observées (Figure 2.10). En appliquant uniformément le facteur Lf aux concentrations numériques de la base de données, la variabilité des concentrations massiques couvre 7 ordres de grandeur. Les concentrations massiques de MP seraient dans certains cas aussi faibles que les teneurs de métaux traces naturels dans des conditions de débit faible (Martin et Meybeck, 1979) alors que dans d'autres cas, elles seraient aussi élevées que les teneurs de sédiments en suspension dans des conditions de crue (Meybeck et al., 2003). Une gamme de concentrations massiques aussi étendue n'a encore jamais été observée pour aucune autre matière particulaire dans les fleuves. Appliquer le facteur Sf réduit les concentrations moyennes et médianes d'un facteur 3 mais n'affecte évidemment pas la variabilité qui couvre toujours 7 ordres de grandeur. C'est alors que l'utilisation du facteur composite Wf permet

non seulement de diminuer la concentration massique médiane d'un facteur supérieur à 30, mais aussi de réduire sa variabilité d'un ordre de grandeur.

Une réduction supplémentaire de cette variabilité est liée aux classifications basées sur la localisation des stations et sur les méthodes d'échantillonnage (Section 2.2.1.2). Limiter le jeu de données aux mesures faites dans les fleuves au sens strict ($n = 101$, "river-like") en excluant les estuaires, baies, canaux artificiels ou cours d'eau chenalisés permet de passer de 6 à 5 ordres de grandeur mais la distribution n'est toujours pas centrée (Figure 2.10). Finalement, la restriction des études de terrain à celles employant uniquement des filets à plancton pour leur échantillonnage ($n = 96$, "plankton net") entraîne une nouvelle diminution des concentrations médianes ainsi que la plus importante réduction de la variabilité des observations. Les valeurs ne s'étendent désormais plus que sur 3 ordres de grandeur, ce qui correspond à la variabilité saisonnière maximale des concentrations de MP mesurées dans certaines études de cas (par exemple Constant et al., 2020; Faure et al., 2015; Lechner et al., 2014) mais aussi à la variabilité globale des flux de sédiments dans les fleuves (Ludwig et Probst, 1998). La combinaison "plankton net" et "river-like" ($n = 84$) n'apporte aucun changement significatif sur la variabilité des mesures.

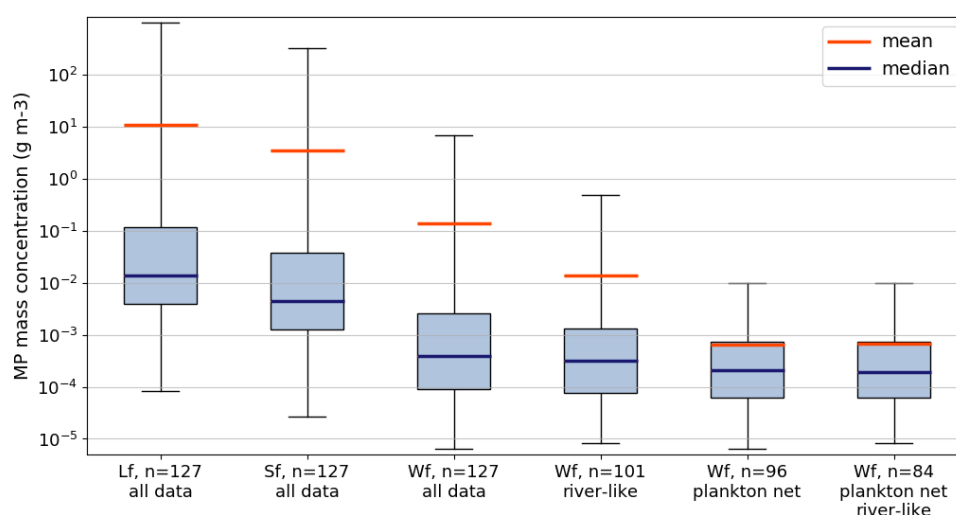


FIGURE 2.10 – Représentation sous forme de box-plots des concentrations massiques de MP observées dans les fleuves en fonction des différents sous-ensembles de données considérés dans notre étude. Les sous-ensembles de données sont classés selon les facteurs de conversion utilisés (Lf , Sf , Wf), selon les techniques d'échantillonnage employées ("plankton net" = filet à plancton) et selon la localisation des stations de mesure ("river-like" = fleuves au sens strict). Les boîtes bleues correspondent à l'intervalle 25 - 75 % des valeurs, les traits bleus aux valeurs médianes et les traits orange aux valeurs moyennes.

2.3.2.4 Estimation préliminaire des flux globaux

Avant de passer à l'analyse en régressions statistiques, une estimation grossière des apports fluviaux de MP peut être calculée en multipliant les concentrations massiques médianes obtenues sur la Figure 2.10 et le débit hydrique global des fleuves ($\approx 44\,600 \text{ km}^3 \cdot \text{an}^{-1}$, Tableau 2.4). Les estimations de flux ainsi obtenues diffèrent de 2 ordres de grandeur selon le jeu de données considéré (Tableau 2.6). En se basant sur la totalité des données ($n = 127$) et sur les facteurs de conversions Lf et Sf , les flux sont estimés à $607 \text{ kt} \cdot \text{an}^{-1}$ et $195 \text{ kt} \cdot \text{an}^{-1}$, respectivement (Tableau 2.6). En utilisant le facteur composite Wf , les flux diminuent d'un ordre de grandeur et sont égaux à $17.4 \text{ kt} \cdot \text{an}^{-1}$ puis en considérant des jeux de données plus restrictifs et homogènes, une nouvelle diminution est observée pour atteindre $8.61 \text{ kt} \cdot \text{an}^{-1}$ ($n = 84$). Ces estimations préliminaires sont nettement inférieures aux estimations des études antérieures discutées plus haut qui sont comprises entre $1\,150$ (Lebreton et al., 2017) et $4\,000 \text{ kt} \cdot \text{an}^{-1}$ (Schmidt et al., 2017).

La modélisation statistique basée sur une analyse de régressions multiples nous permettra de démontrer, dans la suite de l'étude, que ces estimations antérieures sont clairement surestimées et que les flux de MP sont plus proches des estimations préliminaires de l'ordre d'une dizaine de kilotonnes par an.

TABLE 2.6 – Approximations des flux de MP dans les fleuves. Ces approximations sont calculés à partir des concentrations médianes globales obtenues pour les différents jeux de données de la Figure 2.10. (*) Corresponding MP fluxes = Median MP mass concentration in rivers * Total water inflow ($\approx 44\,600 \text{ km}^3 \cdot \text{yr}^{-1}$).

Data subsets	Number of data	Number to mass conversion factor	Median MP mass concentration in rivers ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)	Corresponding MP fluxes ($\text{kt} \cdot \text{yr}^{-1}$) (*)
all data	127	Lf	13.6	607
all data	127	Sf	4.37	195
all data	127	Wf	0.390	17.4
"river-like"	101	Wf	0.324	14.5
"plankton net"	96	Wf	0.211	9.41
"plankton net", "river-like"	84	Wf	0.193	8.61

2.3.3 Modélisation des flux de microplastiques

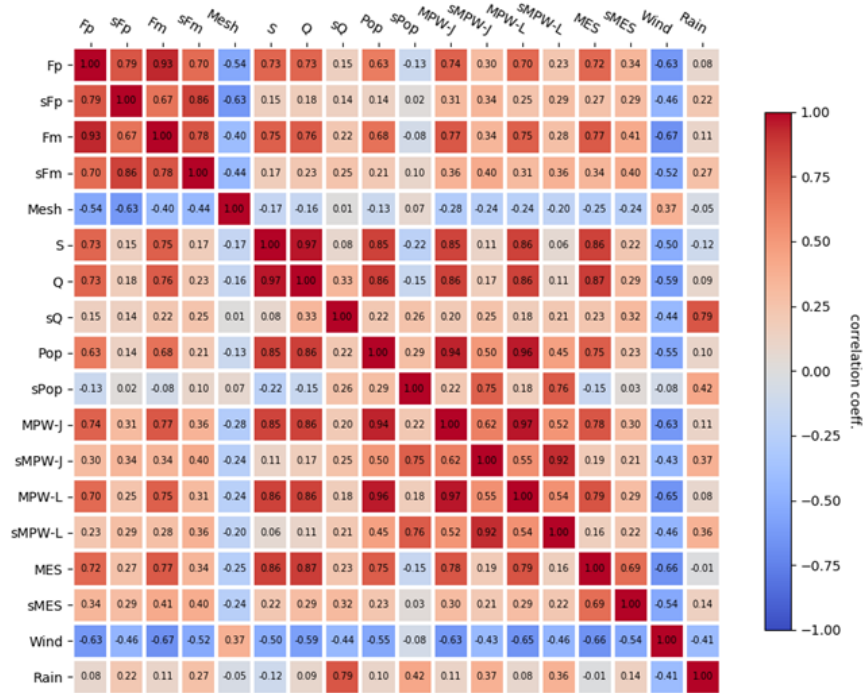
2.3.3.1 Paramètres de contrôle et matrices de corrélation

Globalement les flux absolus de MP (F_p, F_m) sont bien corrélés avec les valeurs absolues des différents paramètres testés (Q, Pop, MPW, MES) car la superficie des bassins intervient dans les calculs de part et d'autre et domine ainsi les corrélations : les variables sont liées par une causalité commune. Pour s'affranchir du rapport aux superficies, nous nous intéressons aux flux spécifiques, rapportés par unité de surface ($sF_p, sF_m, sQ, sPop, sMPW, sMES$). Les corrélations obtenues sont alors plus faibles mais sont plus appropriées pour traduire les relations de causalité entre les variables (Figure 2.11).

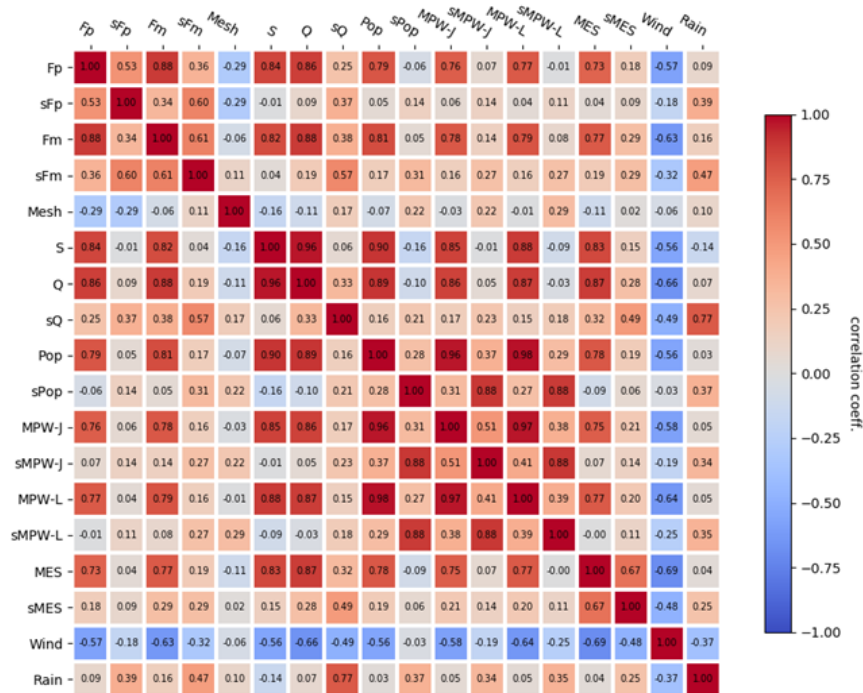
Dans la continuité, les différents jeux de données décrits plus haut ont été testés (Section 2.2.1.2). Lorsque l'on considère l'intégralité de la base de données ($n = 127$, Figure 2.11), les flux massiques spécifiques (sF_m) sont principalement corrélés aux stocks spécifiques de déchets plastiques mal gérés ($sMPW$) et aux flux de matières en suspension ($sMES$). Lorsque l'on passe à un ensemble de données restreint ($n = 84$, Figure 2.11) en ne gardant que les échantillons prélevés avec des filets à plancton dans les fleuves au sens strict (élimination des estuaires, canaux, baies), le paramètre le mieux corrélé devient l'intensité du drainage (sQ) et le paramètre anthropique le mieux corrélé n'est plus $sMPW$ mais la densité de population ($sPop$).

Les précipitations moyennes annuelles sont également bien corrélées aux flux de MP. Cependant précipitations et débits hydriques sont inter-corrélés (causalité commune) et donc pas complémentaires dans une analyse de régression. Les vitesses moyennes des vents sont anti-corrélées aux flux de MP. Cette observation est difficile à expliquer mais semble liée à un effet géographique. Les vents sont globalement plus forts à l'Ouest (Amérique, Europe) qu'à l'Est (Asie), tendance contraire aux densités de population.

Finalement, les paramètres clés sont l'intensité du drainage des eaux de surface (Q, sQ - Ludwig et Probst, 1998), les densités de population ($Pop, sPop$ - CIESIN, 2018) et les stocks de déchets plastiques mal gérés ($MPW - J, sMPW - J$; $MPW - L, sMPW - L$ - Jambeck et al., 2015; Lebreton et Andrady, 2019).



Correlation matrix for n = 127



Correlation matrix for n = 84

FIGURE 2.11 – Matrices de corrélation entre les facteurs de contrôle potentiels et les mesures insitu pour le jeu de données complet (n = 127) et pour le sous-ensemble de données (n = 84). Les matrices sont symétriques et les coefficient de corrélation notés dans les cellules sont compris entre -1 et 1. F_p et sF_p sont les flux en nombre de MP observés absolus et spécifiques, F_m et sF_m les flux massiques observés absolus et spécifiques, Mesh correspond à la taille des mailles de filet utilisé lors des prélèvements, S est la superficie des bassins versants, Q et sQ sont, respectivement, le débit en $m^3 \cdot s^{-1}$ et l'écoulement de surface en $mm \cdot an^{-1}$, Pop et $sPop$ correspondent à la population totale dans les bassins et à la densité de population, MPW et $sMPW - J$ sont les stocks de MPW absolus et spécifiques selon Jambeck et al. (2015), MPW et $sMPW - L$ sont les stocks de MPW absolus et spécifiques selon Lebreton et Andrady (2019), MES et $sMES$ représentent les flux de matières en suspension absolus et spécifiques, Wind est l'intensité du vent et Rain correspond aux précipitations dans les bassins versants.

2.3.3.2 Analyses en régressions statistiques

En se basant sur les matrices de corrélation (Figure 2.11), nous avons finalement retenu trois paramètres de contrôle pour nos analyses de régression statistiques : les stocks de MPW, les populations et les écoulements de surface. Nous avons appliqué la même méthodologie que celle des modèles antérieurs mais cette fois à partir de notre base de données étendue ($n = 127$). Les paramètres d'entrée des régressions sont donc les flux massiques absolus de MP observés dans les fleuves ($t.an^{-1}$), les stocks de MPW dans les bassins correspondants ($t.an^{-1}$) et les populations associées.

Ces simulations produisent, comme attendu, des flux de MP de l'ordre du million de tonnes par an (2.7) lorsqu'ils sont basés sur les facteurs Lf et Sf (4 610 et 1 479 $kt.an^{-1}$ respectivement) et les valeurs associées du coefficient de détermination sont plutôt faibles ($r^2 = 0.53$). En appliquant le facteur de conversion composite Wf , le flux global de MP tombe à environ 129 $kt.an^{-1}$, alors que le coefficient de détermination augmente ($r^2 = 0.59$). Baser ensuite les régressions sur les sous-ensembles de données limités aux échantillonnages avec filet à plancton dans les fleuves ("*plankton net*" - $n = 96$ et "*plankton net, river-like*" - $n = 84$), améliore encore les corrélations ($r^2 = 0.66$) et réduit les estimations globales de flux de MP à 29 $kt.an^{-1}$.

Comme pour les matrices de corrélation, le Tableau 2.7 montre que lorsque l'on considère les sous-ensembles de données restreints ("*plankton net*" et "*river-like*"), les corrélations entre flux de MP et population (Pop) prévalent sur les corrélations entre flux de MP et MPW. Dans ces dernières régressions, le MPW n'est plus le meilleur prédicteur des flux de MP dans les fleuves, son coefficient de détermination étant plus faible que celui associé à la population ($0.69 > 0.66$, Figure 2.12). L'extrapolation à l'échelle globale du modèle basé sur la population prédit des bilans globaux plus faibles d'un ordre de grandeur, de l'ordre de 3.6 $kt.an^{-1}$ (Tableau 2.7). Finalement, en sélectionnant plus rigoureusement, selon des protocoles d'échantillonnage adaptés, les observations sur lesquelles sont basées les régressions et en prenant la population comme facteur de contrôle plutôt que le MPW, les apports fluviaux de MP vers les océans mondiaux passent de plusieurs millions de tonnes à seulement quelques milliers de tonnes par an.

TABLE 2.7 – Estimations des flux de MP dans les fleuves à l'échelle global basées sur différents modèles de régression et répartition spatiale des flux en fonction des principaux bassins océaniques dans lesquels ils sont rejetés. *MPW* et *Pop* sont les facteurs de contrôle des flux et désignent, respectivement, les stocks de MPW en ($t.an^{-1}$) selon [Lebreton et Andrady \(2019\)](#) et la population en nombre d'habitants. La colonne "Others" inclue les exports vers la mer Méditerranée, la mer Noire et l'océan Arctique.

Data subsets	Number of data	Regression parameters	Number to mass conversion factor	r^2	Global flux ($kt.yr^{-1}$)	North Atlantic (%)	South Atlantic (%)	Indian Ocean (%)	North Pacific (%)	South Pacific (%)	Others (%)
all data	127	MPW	Lf	0.53	4,610	5.3	16.3	33.6	31.7	1.7	11.4
all data	127	MPW	Sf	0.53	1,479	5.3	16.3	33.6	31.7	1.7	11.4
all data	127	MPW	Wf	0.59	129	4.8	16.3	34.3	31.8	1.5	11.3
all data	127	Pop	Wf	0.49	15	12.6	10.1	33.4	30.2	3.3	10.4
"river-like"	101	MPW	Wf	0.57	56	6.1	16.3	32.3	31.7	2.1	11.5
"river-like"	101	Pop	Wf	0.45	7.2	15.4	10.5	29.0	29.3	4.9	10.9
"plankton net"	96	MPW	Wf	0.66	31	5.7	16.3	32.9	31.7	1.9	11.5
"plankton net"	96	Pop	Wf	0.69	3.5	13.3	10.2	32.3	30.0	3.7	10.5
"plankton net, river-like"	84	MPW	Wf	0.66	29	6.0	16.3	32.4	31.7	2.1	11.5
"plankton net, river-like"	84	Pop	Wf	0.69	3.6	13.8	10.3	31.5	29.8	4.0	10.6

L'utilisation de la population au lieu du MPW comme variable prédictive des flux de MP a des répercussions importantes sur les estimations globales, mais aussi sur la distribution spatiale des flux entre les différents bassins océaniques dans lesquels ils sont rejetés (Tableau 2.7). En

effet, les modèles basés sur la population prédisent des flux 2 fois plus importants vers l’océan Atlantique Nord, provenant notamment des bassins versants d’Europe et des Etats-Unis. En revanche, quel que soit le modèle, la grande majorité des apports sont toujours dirigés vers l’océan Indien et le Pacifique Nord.

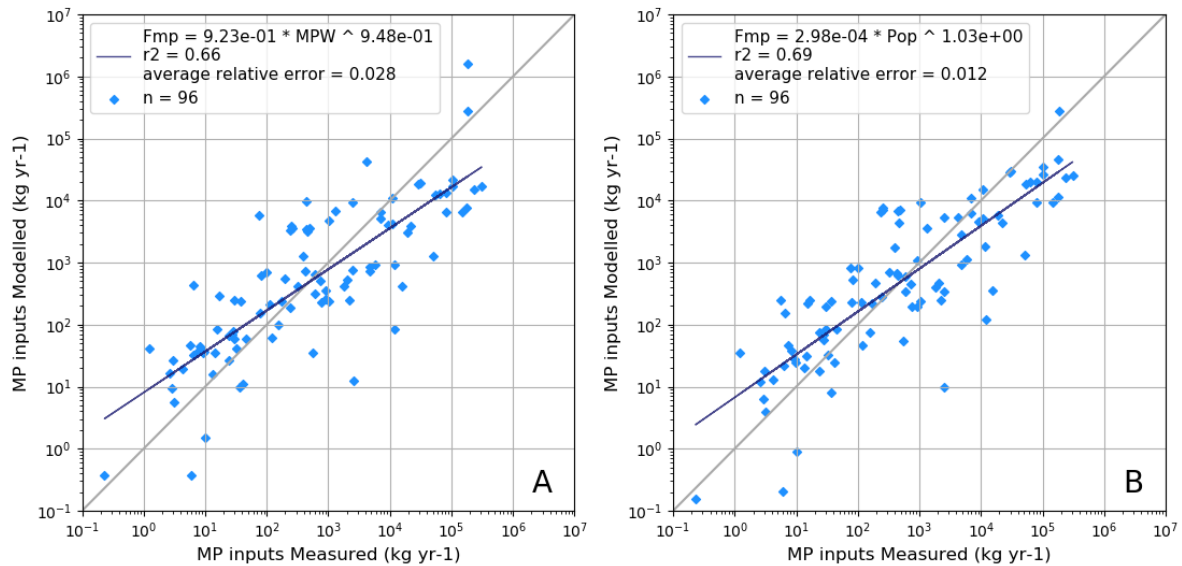


FIGURE 2.12 – Régressions linéaires log-log et lois puissance associées basées sur des flux absolus. Ces modèles statistiques permettent d’exprimer les flux massiques de MP (F_m en $kg \cdot an^{-1}$) en fonction [A] des taux de déchets plastiques mal gérés (MPW en $t \cdot an^{-1}$) dans les bassins versants correspondants et [B] des populations (Pop en nombre d’habitants) dans les bassins versants correspondants.

2.3.3.3 Régressions multiparamétriques

Pour s’affranchir de la dépendance des régressions aux superficies des bassins (tel que le biais statistique introduit par le Yangtsé dans l’étude de [Lebreton et al. \(2017\)](#) - Section 2.3.1), nous avons poursuivi les analyses en se basant sur des flux spécifiques (sF_m , sQ , $sPop$, $sMPW$ - normalisés par unité de surface). Les corrélations obtenues dans les matrices sont alors plus faibles mais sont plus appropriées pour traduire les relations de causalité entre les variables. Nous les avons donc intégrés à des régressions multi-paramétriques permettant d’améliorer les statistiques en identifiant des facteurs de contrôle supplémentaires (Section 2.2.3.1). Pour les jeux de données relatifs aux échantillonnages avec filets à plancton ($n = 96$ et $n = 84$), le meilleur modèle ayant été obtenu est celui reliant les flux spécifiques de MP (sF_m), la densité de population ($sPop$) et l’intensité du drainage de surface (sQ). Les modèles obtenus sont des équations paramétriques de la forme :

$$sF_m = b * sPop^{a_1} * sQ^{a_2} \quad (2.8)$$

Les coefficients de régression a_1 , a_2 et b et les coefficients de corrélation correspondants sont énumérés dans le Tableau 2.8. Les corrélations sont relativement faibles ($r^2 = 0,35$ et $r^2 = 0,38$) mais néanmoins significatives pour tous les paramètres ($p \text{ value} < 0.01$).

L’application de ces modèles et la conversion *a posteriori* des flux spécifiques de MP (sF_m) en flux absolus (F_m) augmentent nettement le coefficient de détermination des simulations pour atteindre $r^2 = 0.80$ (Tableau 2.8 et Figure 2.13). Dans ces modèles multiparamétriques spécifiques, $sPop$ est également un prédicteur plus puissant du flux de MP dans les fleuves

(sF_m) que $sMPW$. Le paramètre sQ est le paramètre le mieux corrélé avec sF_m ($r^2 = 0,29$) suivi de $sPop$ ($r^2 = 0,11$) qui améliore significativement les performances du modèle ($r^2 = 0,38$).

TABLE 2.8 – Présentation des modèles multiparamétriques basés sur des flux spécifiques les plus performants que nous ayons pu obtenir dans notre étude. a_1, a_2, b sont les coefficients de régression et r^2 les coefficients de corrélation représentés graphiquement sur la Figure 2.13a. Les paramètres de contrôle sont tous significatifs avec des $pvalue < 0.01$: $sPop$ correspondant aux densités de population ($hab.km^{-2}$) et sQ à l'écoulement surfacique ($mm.an^{-1}$). La colonne "Others" inclue les exports vers la mer Méditerranée, la mer Noire et l'océan Arctique.

Data subsets	Number of data	Regression parameters	Number to mass conversion factor	r^2	a_1	a_2	b
"plankton net"	96	$sPop, sQ$	Wf	0.35	0.339	1.32	$5.09 \cdot 10^{-6}$
"plankton net, river-like"	84	$sPop, sQ$	Wf	0.38	0.331	1.35	$4.62 \cdot 10^{-6}$

Multiplication *a posteriori* des modèles ci-dessus par la superficie des bassins versants (représentation graphique Figure 2.13b) et extrapolation à l'échelle globale :

Data subsets	r^2	Global flux ($kt.yr^{-1}$)	North Atlantic (%)	South Atlantic (%)	Indian Ocean (%)	North Pacific (%)	South Pacific (%)	Others (%)
"plankton net"	0.80	6.1	23.1	12.0	21.6	27.7	11.0	4.6
"plankton net, river-like"	0.80	6.6	23.3	12.0	21.4	27.6	11.0	4.7

Pour extrapoler ces modèles à l'échelle globale, nous appliquons les équations déterminées ci-dessus à tous les bassins versants de notre SIG. Les flux spécifiques de MP ainsi calculés pour chaque bassin sont ensuite multipliés par la superficie des bassins correspondants puis additionnés pour obtenir les flux totaux de MP. Les flux ainsi obtenus sont de l'ordre de 6.1 à 6.6 $kt an^{-1}$. Ces deux derniers modèles prédisent, de plus, une répartition spatiale des flux bien plus équilibrée par rapport aux principaux bassins océaniques (Tableau 2.8).

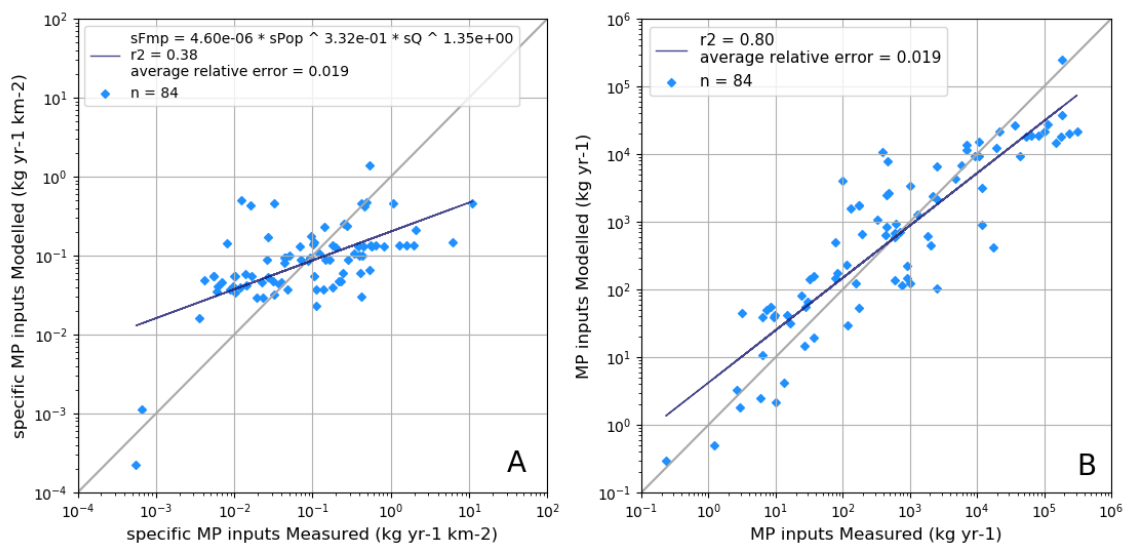


FIGURE 2.13 – Régression linéaire multiparamétrique log-log et loi puissance associée basées sur des flux spécifiques. [A] Ce modèle statistique permet d'exprimer les flux massiques de MP normalisés par unité de surface (sF_m en $kg.an^{-1}.km^{-2}$) en fonction des densités de population ($sPop$ en $hab.km^{-2}$) dans les bassins versants correspondants et des écoulements de surface (sQ en $mm.an^{-1}$).

2.3.4 Répartition spatiale des flux et estimation des temps de résidence

2.3.4.1 Répartition par bassin océanique

La Figure 2.14 permet de comparer la distribution spatiale des apports fluviaux selon les trois modèles statistiques développés à partir du jeu de données "plankton net" ($n = 96$) avec la répartition spatiale des stocks de MP observés à la surface des océans par Cózar et al. (2014) qui inclut un grand nombre d'observations en mer (1127 traits de filet). D'autres études existent également, qui diffèrent sensiblement à la fois en termes de stocks estimés et de distributions spatiales. Nous pouvons citer par exemple l'étude de van Sebille et al. (2015) qui présente trois scénarios basés sur différents modèles de circulation océanique. Ces simulations du transport des MP se basent sur le scénario d'apport côtier de Jambeck et al. (2015) et donc sur les taux de MPW, ce qui ne permet pas de faire des comparaisons indépendantes.

La Figure 2.14 permet d'illustrer l'hétérogénéité spatiale qui résulte du choix des facteurs de contrôle (MPW ; Pop et $sPop, sQ$). Les extrapolations basées sur la population (Pop) et sur la densité de population associée à l'intensité du drainage ($sPop, sQ$) correspondent mieux à l'accumulation de MP observée dans les océans. Néanmoins, des divergences existent, en particulier pour l'océan Indien. Ce gyre océanique subtropical est connecté à l'Atlantique Sud par le courant des Aiguilles (de Ruijter et al., 1999) et au Pacifique Sud par la Grande Baie d'Australie et la mer de Tasmanie (Maes et al., 2018). Ces courants de surface forts et réguliers pourraient entraîner des échanges de débris plastiques entre ces trois bassins océaniques (McAdam et van Sebille, 2018) : les stocks de ces 2 bassins océaniques pourraient être alimentés par les MP rejetés dans l'océan Indien.

Au contraire, le modèle basé sur les stocks absolus de MPW correspond moins aux schémas d'accumulation des MP dans les différents océans (Figure 2.14). Les apports fluviaux basés sur le MPW sont notamment surestimés pour l'océan Indien et sous-estimés pour l'Atlantique Nord et le Pacifique Sud. En effet, l'écart est particulièrement marquant pour l'Atlantique Nord, qui selon les scénarios basés sur le MPW, reçoit toujours moins de 6 % des apports fluviaux de MP alors que ce bassin concentre 14 % de la population et 33 % des apports d'eau douce. Il est également bordé par L'Amérique du Nord et l'Europe qui sont respectivement le deuxième (≈ 18 %) et troisième (≈ 17 %) producteur de plastique au monde après la Chine (≈ 30 %) (PlasticsEurope, 2019) et historiquement les plus gros consommateurs. Ce résultat est également en désaccord avec certaines observations faites dans les gyres océaniques (Cózar et al., 2014; Lebreton et al., 2018; Poulain et al., 2019) selon lesquelles les concentrations de MP mesurées dans l'Atlantique sont du même ordre voire même plus élevées que celles mesurées dans le Pacifique.

Les analyses de régression à elles seules ne permettent pas de rejeter le concept de MPW en tant que principal facteur de contrôle des apports fluviaux de plastique vers les océans puisque les coefficients de corrélation entre les flux de MP et la population sont très proches des coefficients de corrélation entre les flux de MP et le MPW. Cependant, le déséquilibre de la distribution spatiale des apports fluviaux de MP impliqué par les modèles basés sur ce paramètre n'est pas confirmée par les observations de l'accumulation des MP à la surface des océans et le remet grandement en question.

Ce déséquilibre spatial induit par les modèles basés sur le MPW peut s'expliquer par des estimations de MPW pour les pays d'Europe et d'Amérique du Nord presque négligeables par rapport aux pays d'Asie et d'Afrique où les taux de MPW sont très forts (Figure 2.15). En effet, la quantification des stocks de MPW à l'échelle globale est basée sur les densités de population, mais dépend également des statistiques socio-économiques des différents pays. Les estimations des stocks de MPW sont ainsi relativement faibles dans les bassins versants reliés à l'Atlantique

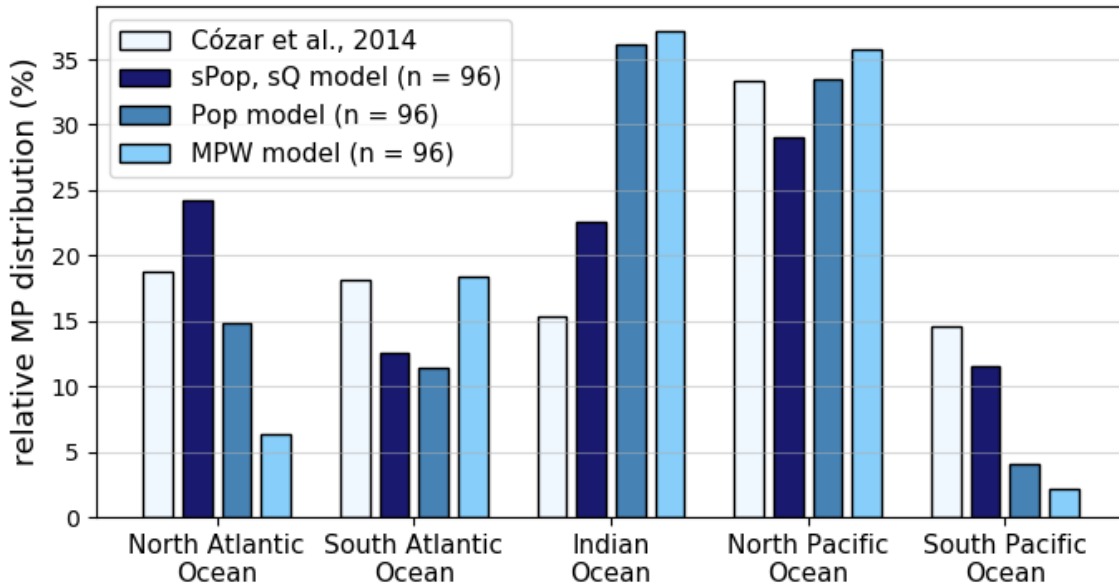


FIGURE 2.14 – Stocks océaniques et modèles d'apports fluviaux. Comparaison entre la répartition des stocks de MP observés dans les différents bassins océaniques par Cózar et al. (2014) et les distributions relatives des apports fluviaux de MP selon différents modèles statistiques basés sur le sous-ensemble de données "plankton net" (Tableaux 2.7 et 2.8) et sur les facteurs de contrôle *MPW*; *Pop* et *sPop, sQ*. La somme des stocks relatifs est égale à 100 %.

Nord, en se basant sur une gestion des déchets plus efficace en Amérique du Nord et en Europe qui réduit les probabilités de fuites de déchets dans l'environnement. À l'inverse, les bassins versants d'Asie et d'Afrique présentent de très mauvaises statistiques de gestion des déchets selon ces estimations, faisant du Pacifique Nord et de l'Océan Indien des hotspots en matière de pollution plastique.

Le fait que les modèles basés sur la population donnent systématiquement des estimations globales des apports fluviaux de MP inférieures d'un ordre de grandeur aux modèles basés sur le MPW peut surprendre en raison de la forte corrélation entre ces deux paramètres (Figure 2.15). Cela peut s'expliquer par le fait que la plupart des fleuves de notre base de données sont situés en Europe et en Amérique du Nord (points bleus dans la Figure 2.15), qui ont donc un impact dominant sur les analyses de régression. Toutefois, lors de l'étape d'extrapolation des modèles basés sur le MPW à l'échelle mondiale, ce sont les apports provenant des bassins fluviaux d'Asie et d'Afrique qui dominent largement les estimations globales (points rouges dans la Figure 2.15) car les stocks de MPW sont supérieurs d'un à deux ordres de grandeur à ceux de leurs homologues (par exemple, les bassins versants ayant des densités de population similaires) en Europe et en Amérique du Nord.

Cela dit, il y a tout de même des fleuves asiatiques dans nos données, mais la plupart d'entre eux ont été échantillonnés avec des techniques d'échantillonnage différentes des filets à plancton. En étant intégrées aux analyses statistiques (jeu de données $n = 127$), ces données dominent les régressions ce qui peut facilement conduire à une surestimation des flux massiques de MP comme nous l'avons démontré plus haut.

Le MPW apparaît comme un paramètre pouvant être encore trop expérimental et approximatif pour ne pas fausser les scénarios à l'échelle globale. L'utilisation du MPW comme paramètre de contrôle des flux de MP dans les fleuves n'est donc pas recommandée, à moins qu'il ne soit clairement prouvé que les fleuves asiatiques et africains présentent des concentrations de MP significativement plus élevées que les autres fleuves mondiaux.

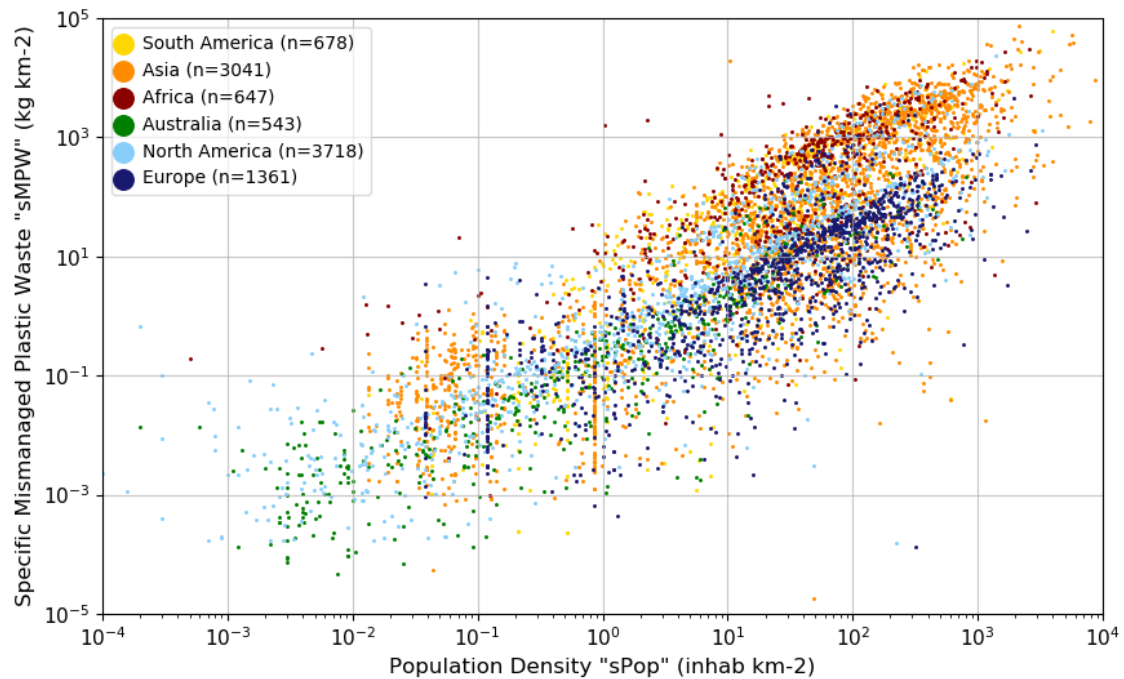


FIGURE 2.15 – Production de déchets plastiques mal gérés (MPW) et densités de population. Comparaison entre les valeurs spécifiques de production de déchets plastiques mal gérés (*sMPW*) (Lebreton et Andrady, 2019) et les densités de population en 2015 (*sPop*, CIESIN, 2018) pour chaque bassin exoréique dans notre SIG mondial (résolution 0,5°). La variabilité de *sMPW* est environ deux ordres de grandeur plus fortes que celle de *sPop*, ceci peut expliquer pourquoi les extrapolations basées sur le MPW conduisent généralement à des apports fluviaux beaucoup plus importants que les extrapolations basées sur la population. Les taux spécifiques de production de MPW sont généralement plus importants dans les pays d'Afrique, d'Amérique du Sud et d'Asie que dans les pays d'Europe et d'Amérique du Nord.

2.3.4.2 Spatialisation des flux

L'extrapolation du modèle multiparamétrique à l'échelle globale permet de visualiser les zones qui contribuent le plus aux rejets de MP vers les océans (Figures 2.16 et 2.17). La spatialisation des flux spécifiques montre que lorsqu'ils sont rapportés au km^2 , les flux les plus forts sont contenus dans les petits bassins côtiers. De par leur petite taille, ces bassins sont peu visibles sur la carte à l'échelle globale mais ils concentrent généralement des rejets de MP de l'ordre de $1 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$. Ceci s'explique par le fait que les populations se concentrent sur les littoraux. En plus des densités de population globalement très fortes, l'Asie du Sud-Est présente également des écoulements de surface majeurs ($> 800 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$) liés à des précipitations annuelles supérieures à 100 mm. Ces caractéristiques font que l'Asie du Sud-Est reste un hotspot pour les rejets de MP vers les océans. Ces résultats sont intéressants car ils confirment d'une certaine manière les résultats de Jambeck et al. (2015) (zone côtière) et Lebreton et al. (2017) (hotspot en Asie) mais en se basant sur des facteurs de contrôle différents qui donnent des écarts avec les autres régions du monde beaucoup moins marqués.

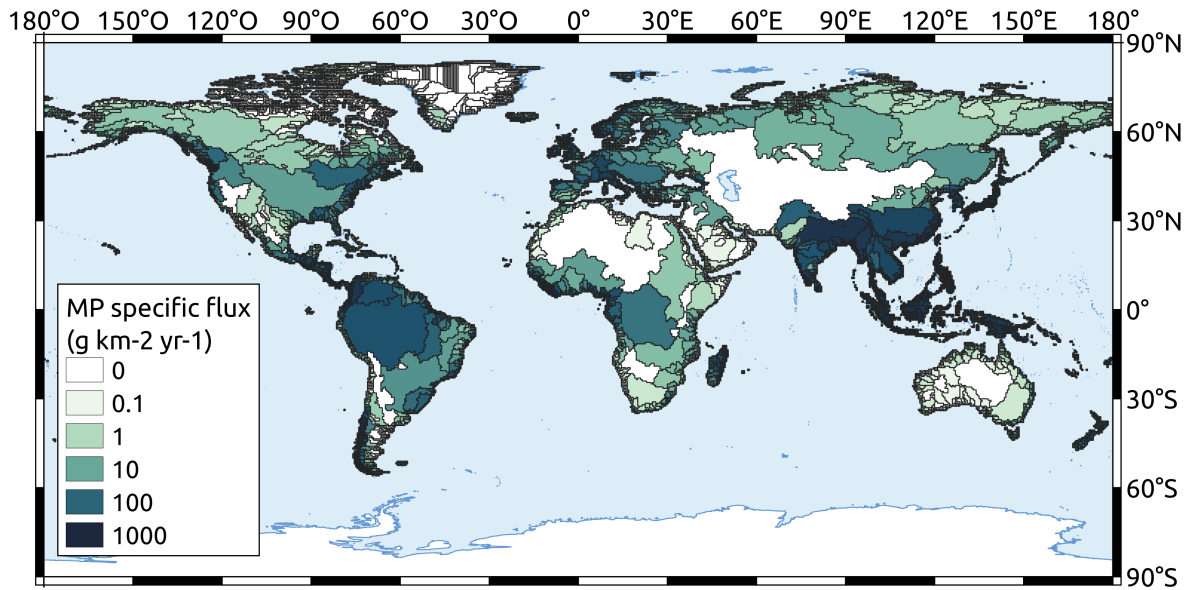


FIGURE 2.16 – Estimation annuelle des flux spécifiques de MP en $\text{t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ rejetés par les bassins versants mondiaux. Le calcul des flux est effectué à partir du modèle $sQ, sPop$ - "plankton net" ($n=96$) du Tableau 2.8.

Les flux absolus (Figure 2.17) sont obtenus en multipliant les flux spécifiques par la superficie des bassins versants. Les flux majeurs qui en résultent sont émis par les plus grands bassins versants mondiaux. Les 5 plus grands contributeurs sont ainsi répartis entre l'Amérique du Sud avec l'Amazonie et l'Orénoque, l'Asie du Sud avec le Yangtsé et le Gange, l'Afrique du Sud avec le fleuve Congo (Tableau 2.9) . Les deux principaux contributeurs en Amérique du Nord sont le Saint-Laurent et le Mississippi. Sur le continent européen, ce sont le Danube puis le Rhin.

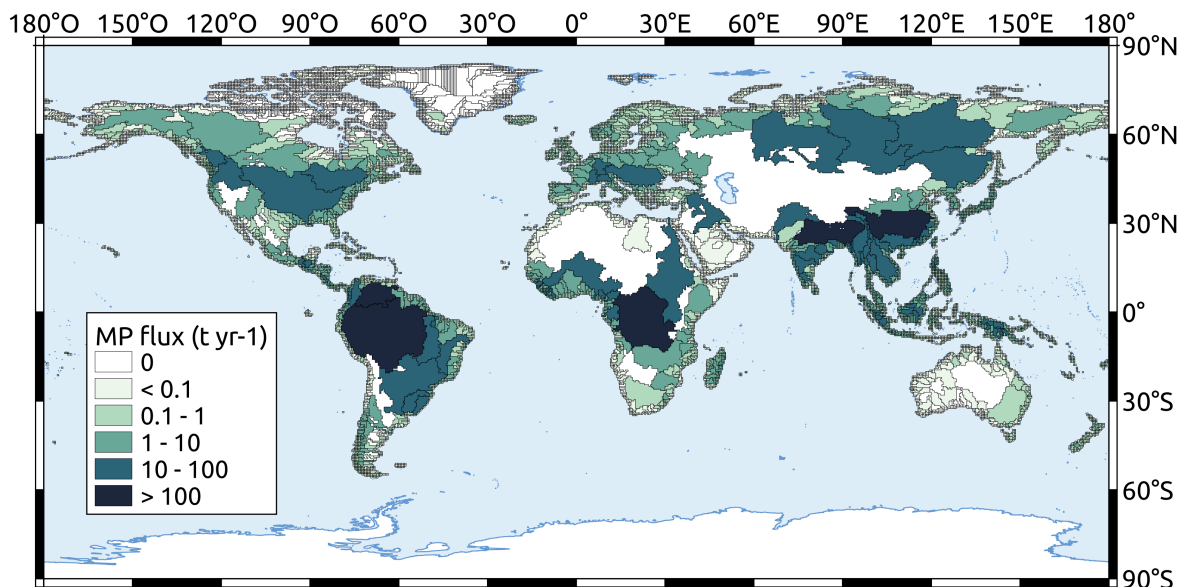


FIGURE 2.17 – Estimations annuelles des flux absolus de MP en t.an^{-1} rejetés par les bassins versants mondiaux. Les flux absolus sont calculés à partir des flux spécifiques de la Figure 2.16 multipliés par la superficie des bassins versants.

TABLE 2.9 – Les 20 premiers fleuves contributeurs de la pollution plastique dans les océans. Ce classement est obtenu à partir du modèle sQ , $sPop$ - "plankton net" (n = 96). Ces 20 fleuves contribueraient à hauteur d'environ 38 % des rejets totaux vers les océans.

	Top 20 contributing rivers (and tributaries)	Countries	Modeled MP fluxes (t.an⁻¹)	Contribution (%)
1	Amazone	Pérou, Colombie, Brésil	540	8.9
2	Gange	Chine, Inde, Bangladesh	450	7.4
3	Yangzi Jiang	Chine	250	4.1
4	Congo	R.D. Congo, R. Congo, Angola	160	2.6
5	Orénoque	Venezuela, Colombie	100	1.6
6	Mékong	Chine, Birmanie, Thaïlande, Laos, Cambodge, Viêt Nam	100	1.6
7	Irrawaddy	Birmanie	95	1.5
8	Xi Jiang	Chine	95	1.5
9	Rio Magdalena	Colombie	75	1.2
10	Saint-Laurent	Canada, USA	60	1.0
11	Rio Parana	Brésil, Paraguay, Argentine	60	1.0
12	Indus	Chine, Inde, Pakistan	55	0.9
13	Rio Tocantins	Brésil	55	0.9
14	Mississippi	USA	50	0.8
15	Amour	Russie, Chine	40	0.7
16	Musi	Indonésie	40	0.7
17	Danube	Europe	35	0.6
18	Salouen	Chine, Birmanie, Thaïlande	35	0.6
19	Kapuas	Indonésie	30	0.5
20	Ienisseï	Russie, Mongolie	30	0.5

2.3.4.3 Temps de résidence

Sous l'hypothèse que les fleuves sont la source dominante de MP océaniques, le temps de résidence moyen des MP flottants à la surface des océans peut être estimé en divisant la masse totale des stocks océaniques par les apports fluviaux tel que :

$$T(\text{ans}) = \frac{\text{stocks océaniques (tonnes)}}{\text{apports fluviaux (t.an}^{-1}\text{)}} \quad (2.9)$$

En se basant sur des apports fluviaux de 1.15 à 4 Mt par an (Lebreton et al., 2017 ; Schmidt et al., 2017) et sur des stocks océaniques de 14.4 kt (Cózar et al., 2014) à 236 kt (van Sebille et al., 2015), le temps de résidence moyen calculé n'est que de quelques jours à quelques semaines tout au plus. Ceci implique que des processus rapides interviendraient en séquestrant la majorité du plastique à peine entré dans les océans.

La réévaluation des apports fluviaux mondiaux de MP à seulement quelques milliers de tonnes par an au lieu de plusieurs millions a des conséquences importantes sur la compréhension du cycle des MP dans les océans. En divisant le stock océanique de 14,4 kt estimé par Cózar et al. (2014) par les apports fluviaux de MP totaux de 6,1 - 6,6 kt an⁻¹, issus des modèles multi-paramétriques, nous obtenons des temps de résidence de 2,2 - 2,4 ans pour les MP flottants à la

surface des océans. Si l'on considère les stocks océaniques de MP (< 5 mm) de 35.5 kt publiés par Eriksen et al. (2014), ces temps de résidence augmentent encore, atteignant 5 à 6 ans de dérive de surface.

Bien qu'associées à une grande incertitude, ces valeurs soutiennent l'idée que les stocks de MP océaniques résultent de processus d'accumulation lents par opposition au concept de "*rapid plastic sink*" selon lequel les processus de dégradation et séquestration biologiques, physiques et chimiques feraient disparaître les MP très rapidement de la surface dès leur arrivée dans le milieu marin. Ces processus de dégradation et séquestration biologique, physique et chimique sont néanmoins bien réels mais ils interviendraient sur des échelles de temps plus longues et sur des stocks plus restreints que ce qui était supposé. Ces temps de résidence plus longs sont également en accord avec le concept de la "plastisphère" soutenu par Zettler et al. (2013). Selon eux, les plastiques se comportent comme des radeaux pour des espèces invasives et pathogènes, leur permettant d'être transférés d'un écosystème à un autre sur de grandes distances par le biais d'une dérive lente facilitant leur adaptation.

L'accumulation lente n'exclut pas le tri sélectif et la séquestration préférentielle des MP lors de leur dérive du milieu continental vers les gyres océaniques. Sur la base de la régression log-log entre la concentration en nombre de MP et la concentration massique présentée par Cózar et al. (2014), la masse moyenne des MP océaniques flottants est d'environ 0,97 mg, soit environ 4 fois notre valeur calculée pour les MP fluviaux (0,23 mg). En raison de la nature logarithmique de la relation citée, la masse moyenne des MP océaniques est plus importante dans les gyres océaniques, qui présentent de loin les densités de MP les plus élevées. L'augmentation de la masse moyenne des MP dans les océans par rapport aux fleuves pourrait refléter la séquestration sélective des plus petits MP qui, de par leur flottabilité plus faibles sont dispersés en sub-surface et dans la colonne d'eau échappant ainsi aux filets en milieu turbulent (Poulain et al., 2019; Reisser et al., 2015). Ils peuvent également être ingérés par un plus large éventail d'organismes vivants (Thompson et al., 2004; Law, 2010; Deudero et Alomar, 2015) qui joue un rôle dans leur transfert vers les sédiments des fonds marins où ils sont retrouvés en grande quantité (Kane et al., 2020; Woodall et al., 2014; Courtene-Jones et al., 2017).

Le temps de résidence moyen des MP dans les gyres océaniques augmente par conséquent et peut atteindre des décennies. De plus, la dégradation et la fragmentation sélective des polymères moins résistants contribuent également au tri sélectif et à l'accumulation à long terme des polymères ayant une masse volumique plus élevée. Il est notamment indiqué que les taux de polyéthylène/polypropylène (PE/PP) augmentent dans les océans par rapport à leurs homologues fluviaux (Schwarz et al., 2019; Ter Halle et al., 2016), le PE ayant une densité légèrement plus élevée que le PP et pouvant potentiellement être considéré comme plus résistant sur le long terme.

2.4 Conclusions

Dans ce chapitre, nous avons ainsi identifié une succession d'erreurs méthodologiques dans les modèles existants d'apports fluviaux de plastique vers les océans. La combinaison de ces erreurs mènerait à une surestimation des flux de plusieurs ordres de grandeur. En effet, chaque erreur, une fois corrigée, s'est traduite par une diminution importante des estimations des apports fluviaux de MP de plusieurs millions de tonnes à quelques milliers de tonnes exportées par an.

La première erreur identifiée concerne les facteurs de conversion entre concentration en nombre de MP et concentration massique que nous avons réévalué en se basant sur des observations *in situ*. Ces conversions sont une étape cruciale pour l'estimation des flux massiques

de MP et dépendent des types de particules qui composent les échantillons. Dans notre étude, l'application d'un facteur de conversion pour les fibres distinct du facteur de conversion pour les autres MP a entraîné une diminution des estimations d'un ordre de grandeur.

La seconde erreur est liée au mélange inapproprié d'études qui utilisent des méthodes d'échantillonnage très différentes. Pour un même fleuve, l'utilisation de différentes méthodes d'échantillonnage peut entraîner des écarts de plusieurs ordres de grandeur entre les mesures de concentration. L'exemple du Yangtsé échantillonné par filtration fine d'une part (0.05 mm - [Zhao et al., 2014](#)) et un filet à plancton d'autre part (0.3 mm - [Xiong et al., 2019](#)) montre que les fleuves asiatiques ont été considérés comme des zones particulièrement à risque car la majorité des observations disponibles en Asie ont été réalisées avec des filtrations fines alors qu'en utilisant des filets à plancton, les concentrations de MP qui en résultent ne sont pas fondamentalement plus fortes que celles des fleuves d'autres régions du monde. En se basant sur des sous-ensembles de données plus homogènes ne comportant que des échantillons prélevés à l'aide de filets à plancton, les apports fluviaux estimés diminuent encore d'un ordre de grandeur.

La troisième erreur concerne le choix des paramètres de contrôle et la pertinence du concept de MPW. La prise en compte des caractéristiques méthodologiques des échantillonnages de MP dans les fleuves associée à nos conversions spécifiques a réduit la variabilité des concentrations massiques résultantes de 4 ordres de grandeur. Cela a deux conséquences majeures. D'une part, les extrapolations à l'échelle mondiale des modèles basés sur le MPW ne produisent plus que des flux de MP de l'ordre de 10 - 100 kt.an⁻¹ au lieu de millions de tonnes. D'autre part, le concept de MPW comme principal facteur de contrôle doit être remis en question de manière générale car la corrélation avec la population devient au moins aussi puissante qu'avec le MPW dans les analyses de régression. En effet, le MPW spécifique est calculé à partir des densités de population, dont les valeurs moyennes couvrent huit ordres de grandeur dans les bassins versants de notre SIG (Figure 2.15). En plus de la densité de population, le taux de MPW est également basé sur les indices de développement socio-économiques des différents pays. La prise en compte de ces paramètres ajoute deux ordres de grandeur à la variabilité du MPW. Une telle variabilité se retrouve dans les concentrations mesurées dans les fleuves avec des protocoles variés : les corrélations sont meilleures avec le MPW uniquement lorsque l'on considère des jeux de données non homogènes. Finalement, les extrapolations basées sur la population diminuent encore d'un ordre de grandeur l'estimation des apports fluviaux de MP pour atteindre quelques milliers de tonnes par an.

La production primaire mondiale de plastique était estimée à 407 Mt.an⁻¹ en 2015 et la génération totale de déchets plastiques à 302 Mt ([Geyer et al., 2017](#)). Parmi ces déchets, 20 % auraient été recyclés, soit 61 Mt et 25 % incinérés, soit 76 Mt. Il resterait donc approximativement 165 Mt de plastique jetées en décharges, dans les sites d'enfouissement ou directement dans l'environnement. Des apports fluviaux de MP de l'ordre de 6 kt.an⁻¹ représentent ainsi 0.0015 % de la production totale, 0.002 % de la quantité totale de déchets plastique produite et environ 0.04 % des déchets qui échappent à l'incinération et au recyclage. Outre les incertitudes liées au calcul des apports fluviaux, notons que nous ne prenons pas en compte les rejets de MP provenant de la navigation et des dépôts atmosphériques ni les apports de méso et macroplastiques.

Cette réévaluation des apports fluviaux de MP à des valeurs globalement beaucoup plus faibles par rapport aux estimations précédentes ne doit en aucun cas être considérée comme un encouragement à minimiser la gravité du problème de la pollution plastique de manière générale. Au contraire, nos conclusions impliquent que même si les apports fluviaux de plastique cessaient immédiatement, les stocks flottants de MP et leurs effets délétères sur l'environnement marin persisteront pendant de nombreuses années. En outre, la pollution plastique dans les océans n'est pas limitée aux pays désignés comme hotspots par le MPW en Asie ou en Afrique, mais

concerne le monde entier. Les initiatives collectives visant à réduire la pollution plastique doivent s'appuyer sur des actions terrestres, les solutions sont à terre et elles nécessitent d'être appliquées à des échelles spatiales beaucoup plus larges qu'on ne le pensait auparavant, y compris dans les pays au PIB par habitant plus élevé.

Chapitre 3

Propriétés physiques des microplastiques et suivi Lagrangien des particules émises par le Rhône

Plan du chapitre

3.1	Introduction	70
3.2	Méthodes : propriétés des microplastiques et description du modèle océanique	71
3.2.1	Caractérisation physique des particules	71
3.2.2	Modélisation numérique et suivi lagrangien	76
3.2.3	Paramétrisation des simulations lagrangiennes	82
3.3	Résultats : dispersion du panache du Rhône	88
3.3.1	Pas de temps de calcul des trajectoires	88
3.3.2	Comparaison saisonnière de la dispersion des MP en surface	90
3.3.3	Comparaison saisonnière de la dispersion des MP en profondeur	95
3.3.4	Echouage à la côte	99
3.4	Discussion et conclusions	101

3.1 Introduction

Les préoccupations environnementales concernant les microplastiques (MP) ne cessent d'augmenter et motivent de nombreuses études sur leur quantification et leurs impacts. Ces recherches nécessitent de mieux comprendre leur comportement, leur mode de transport et leur devenir dans le milieu marin. Pour cela, les approches expérimentales et la modélisation numérique sont des outils complémentaires permettant d'étudier le comportement dynamique des MP à différentes échelles. Comme pour les sédiments, le mouvement des MP dans les courants marins est lié à leurs propriétés physiques très variées. Leur taille, forme et masse volumique sont les principales caractéristiques régissant la flottabilité et le mouvement vertical des particules (Chubarenko et al., 2016 ; Kooi et al., 2017 ; Waldschläger et Schüttrumpf, 2019). Les vitesses verticales d'ascension ou de chute des MP jouent ainsi un rôle important dans leur répartition dans les différents compartiments de l'environnement marin (surface, colonne d'eau, fond) et dans les différentes zones géographiques (distribution par bassin océanique, zone côtière, tourbillons, canyons). Cependant simuler l'évolution de particules aussi hétérogènes reste très complexe.

Des modèles numériques de circulation océanique permettent de simuler le déplacement de particules lagrangiennes dans les champs de courants. Ils ont déjà été utilisés pour étudier le transport et le devenir des débris plastiques dans les océans (Lebreton et al., 2012 ; Maximenko et al., 2012 ; Eriksen et al., 2014 ; van Sebille et al., 2015 ; Collins et Hermes, 2019) et plus récemment en mer Méditerranée (Mansui et al., 2015, 2020 ; Liubartseva et al., 2018 ; Macias et al., 2019 ; Soto-Navarro et al., 2020). Cependant, la plupart de ces études considèrent des approches 2D où les particules lagrangiennes neutres et inertes dérivent en surface sans tenir compte de la composante verticale de leur vitesse. Le comportement dynamique des particules plastiques lié à leurs propriétés physiques très variées et aux conditions turbulentes de surface et subsurface est ainsi ignoré. Le devenir des MP denses en profondeur et sur les fonds marins est également très peu documenté. Liubartseva et al. (2018) ont, par exemple, intégré la sédimentation des particules dans une étude de modélisation 2D à l'échelle de la Méditerranée en utilisant une méthode de probabilités basée sur les temps de résidence des MP en surface. Jusqu'à présent, Soto-Navarro et al. (2020) sont les seuls à avoir considéré une dispersion 3D des particules en Méditerranée en se basant sur 3 classes de particules : neutres, flottantes avec une vitesse verticale nulle et denses avec une vitesse de chute de -10^{-3} m.s⁻¹. Dans le but de combler ces lacunes, des outils sont développés afin d'intégrer aux modèles hydrodynamiques différents processus physiques et comportements associés aux MP. L'environnement *TrackMPD* a par exemple été développé par Jalón-Rojas et al. (2019) permettant de tester l'impact des vents, des vitesses de chute, de l'échouage, du biofouling sur le transport des particules.

L'utilisation de ces outils nécessite néanmoins des mesures *in situ* et des échantillons de MP pour paramétrer les modèles. L'objectif de ce chapitre est donc de caractériser plus précisément les particules lagrangiennes qui peuvent être déployées dans des simulations numériques à partir d'observations in-situ. Ceci permettra de modéliser des trajectoires 3D et des processus physiques les plus réalistes possible, représentatifs du transport des MP en mer. Pour cela, une étude bibliographique approfondie des propriétés physiques des MP prélevés dans les fleuves a permis de déterminer statistiquement des distributions générales de tailles, formes et masses volumiques représentatives des MP rejetés en mer. Ces paramètres ont ensuite été utilisés pour calculer des vitesses verticales de flottabilité (d'ascension ou de chute) à partir de formules empiriques établies par des études expérimentales (Khatmullina et Isachenko, 2017 ; Zhiyao et al., 2008) et basées sur des équations semi-empiriques développées pour les sédiments (Dietrich, 1982). Les vitesses verticales ainsi obtenues, traduisant une large gamme de flottabilité, ont ensuite été attribuées aux particules lagrangiennes déployées dans les simulations numériques, au niveau de l'embouchure des bassins versants. Dans ce chapitre, nous nous focalisons sur l'étude de

la dispersion du panache du Rhône à deux saisons différentes, en été et en hiver. Les flux de MP rejetés par le Rhône sont calculés à partir du modèle d'apports fluviaux développé dans le Chapitre 2. Ils nous permettront d'initier les simulations afin d'étudier la dispersion des particules dans les deux scénarios saisonniers. Nous utiliserons pour cela les sorties du modèle hydrodynamique 3D SYMPHONIE (Marsaleix et al., 2008, 2009, 2011, 2012) et son module de suivi lagrangien qui a été modifié et adapté au transport des MP en mer Méditerranée au cours de la thèse.

3.2 Méthodes : propriétés des microplastiques et description du modèle océanique

3.2.1 Caractérisation physique des particules

Cette première Section du Chapitre 3 de la thèse est dédiée à la recherche d'une composition-type des MP rejetés par les fleuves vers le milieu marin. Nous nous basons sur des observations *in situ* dans différents fleuves mondiaux afin de déterminer des distributions moyennes de taille, forme et type de polymères. Bien que ce chapitre ait pour objectif de suivre le panache du Rhône, la caractérisation physique des particules exportées par le Rhône sera basée sur cette composition type et non pas uniquement sur des observations faites dans le Rhône. Ce choix a été fait pour pouvoir faire la liaison entre la modélisation du Chapitre 3 centrée sur le Rhône et celle du Chapitre 4 intégrant l'ensemble des bassins versants méditerranéens (pour lesquels nous ne possédons pas d'informations spécifiques sur la composition des MP qui s'y trouvent).

3.2.1.1 Distribution des tailles

Dans notre étude, nous considérons des tailles de particule variant de 0,3 à 5 mm. La limite inférieure correspond à la taille de maille de filet la plus largement utilisée pour l'échantillonnage des MP (Hidalgo-Ruz et al., 2012) et la limite supérieure est la limite standard considérée pour les MP (Moore, 2008 ; Barnes et al., 2009 ; Arthur et al., 2009 ; Frias et al., 2010).

Afin de calculer des vitesses de flottabilité réalistes pour les MP, nous devons définir une distribution de taille de particules qui se rapproche le plus des observations. Pour cela, nous avons utilisé des études de la littérature qui fournissent des distributions de taille de MP échantillonnés dans des fleuves avec des filets à plancton de maille de 300 μm (Figure 3.1). Dans toutes les études considérées et pour tous les sites échantillonnés, les petits MP de taille < 1 mm sont prédominants (Yangtsé (Xiong et al., 2019), Ebre (Simon-Sánchez et al., 2019), fleuves japonais (Kataoka et al., 2019), Pasig (Deocarís et al., 2019)).

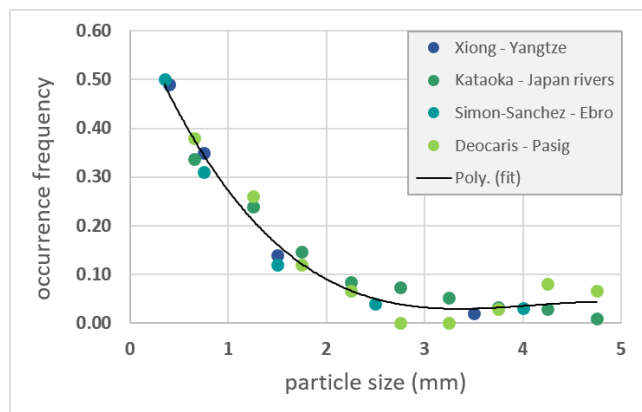


FIGURE 3.1 – Distribution relative de la taille des MP échantillonnés avec des filets à plancton de maille de 300 μm dans différents fleuves du monde. Les données sont issues des études de terrain de Xiong et al. (2019) sur le Yangtsé; Kataoka et al. (2019) sur des fleuves japonais; Simon-Sánchez et al. (2019) sur l'Ebre; Deocarís et al. (2019) sur le fleuve Pasig.

Pour les besoins de notre étude de modélisation, l'objectif est d'effectuer un tirage aléatoire des tailles de particule en suivant une distribution de taille de MP réellement observée dans les fleuves. La taille des MP est une variable aléatoire continue qui prend un nombre infini de valeurs possibles sur l'intervalle [0.3 - 5] mm considéré. La distribution des probabilités d'une variable aléatoire continue telle que la taille des MP est appelée fonction de densité de probabilité. Nous recherchons donc une fonction de densité de probabilité qui correspond bien aux observations *in situ*. L'intégrale de la fonction densité de probabilité est égale à 1 et ne prend pas de valeurs négatives. En se basant sur les données de [Kataoka et al. \(2019\)](#), qui fournissent une distribution haute résolution du nombre de particules par classe de taille (Figure 3.2a), nous avons déterminé que la distribution des tailles de MP échantillonnées avec des filets à plancton suit une loi *gamma*. Cette tendance est observée dans d'autres études de cas en mer ([Cózar et al., 2015](#); [Pedrotti et al., 2016](#)). En effet, les processus de dégradation et de fragmentation des particules entraînent une augmentation exponentielle du nombre de particules dans les plus petites classes de taille ([Ter Halle et al., 2016](#); [Poulain et al., 2019](#)). Cependant, plus les particules sont petites, plus la probabilité qu'elles passent à travers les mailles des filets à plancton ou qu'elles soient manquées lors du comptage visuel est grande. C'est pourquoi on observe ensuite une diminution du nombre de particules pour les classes de taille proches de 300 μm (Figure 3.2a).

Ainsi, en se basant sur la fonction de densité de probabilité ajustée aux observations, nous avons généré une variable aléatoire selon une distribution *gamma* en utilisant le module *gamma.rvs()* de la bibliothèque Python *scipy.stats*. Le résultat obtenu est un histogramme qui suit parfaitement la fonction densité de probabilité ajustée aux observations (Figure 3.2b). Une distribution *gamma* est une famille à deux paramètres de distributions de probabilités continues définies pour $x \geq 0$ et pour tout entier naturel $\alpha > 0$ avec la fonction *gamma* d'Euler $\Gamma(\alpha) = (\alpha - 1)!$:

$$f(x, \alpha, \theta) = \frac{x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\theta}}}{\Gamma(\alpha)\theta^\alpha} \quad (3.1)$$

Par exemple, la distribution exponentielle est un cas particulier de distribution *gamma* où $\alpha = 1$. Dans notre cas, la fonction Python "*gamma.rvs()*" prend comme arguments le paramètre de forme α (le meilleur ajustement est obtenu avec $\alpha = 1.4$), l'argument d'échelle (meilleur ajustement avec $\theta = 0.9$) et le point de début de la distribution (dans notre cas 0.3 mm car c'est la limite inférieure de taille de MP considérée). Ensuite, nous pouvons choisir le nombre de valeurs aléatoires de taille de MP (n) que nous voulons générer dans la distribution. Dans la Figure 3.2b, nous générons $n = 280\,192$ valeurs de taille différentes. Cette valeur correspond au nombre, divisé par 1000, de particules théoriquement rejetées par le Rhône d'après notre modèle d'apports fluviaux de MP décrit dans le Chapitre 2 et de nos facteurs de conversion entre flux massiques et flux en nombre de MP (la division par 1000 est faite pour des questions de temps de calcul et les calculs sont détaillés plus loin dans la Section 3.2.3.3).

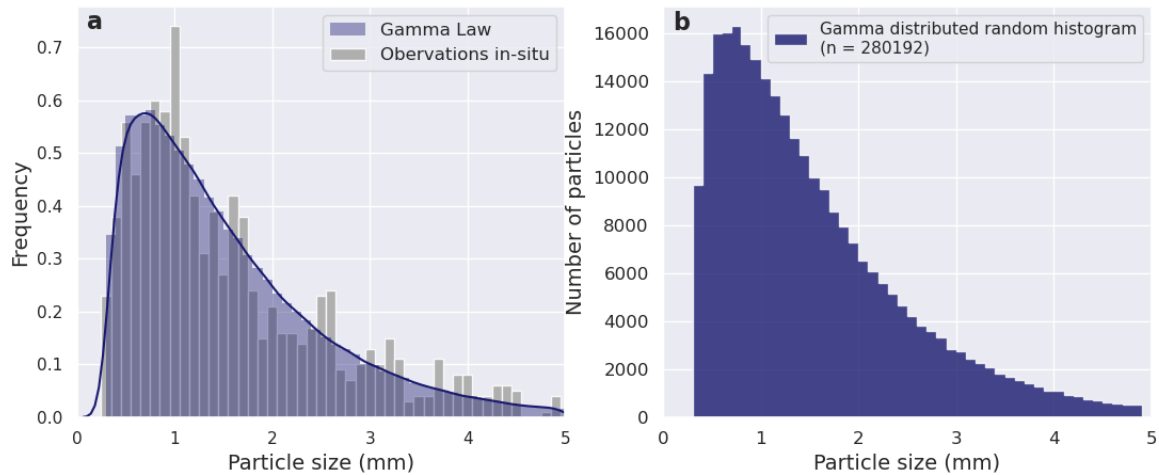


FIGURE 3.2 – Distribution des tailles de MP et fonction densité de probabilité associée. [a] Histogramme des tailles de MP observées dans les fleuves par Kataoka et al. (2019) et la fonction densité de probabilité correspondante qui suit une loi gamma. [b] Histogramme aléatoirement distribué en suivant la loi gamma ajustée aux observations de la figure de gauche.

3.2.1.2 Type de polymère et masse volumique associée

La masse volumique des MP dépend principalement du type de polymère qui les compose. Les masses volumiques des polymères plastiques peuvent aller de $50 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le polystyrène expansé à $2300 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le téflon (Chubarenko et al., 2016). En plus de leur taille, la flottabilité des particules est ainsi étroitement liée à leur masse volumique. De manière générale, les MP dont la masse volumique est supérieure à celle de l'eau de mer environnante finissent par sédimenter tandis que les particules dont la masse volumique est inférieure flottent dans la couche de surface de la mer (Barnes et al., 2009 ; Long et al., 2015). Les masses volumiques des MP mesurées à partir d'échantillons prélevés en pleine mer varient principalement entre 900 et $1240 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Morét-Ferguson et al., 2010). Bien que la diversité des matières plastiques soit grande, 6 polymères représentent à eux seuls plus de 90 % de la production mondiale : le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le chlorure de polyvinyle (PVC), le polyéthylène téréphtalate (PET), le polyuréthane (PUR) et le polystyrène (PS) (Tableau 3.1 et Figure 3.3, Geyer et al., 2017). Comme ces polymères sont les plus produits dans le monde, ils sont aussi les plus abondants dans les environnements naturels et notamment dans les fleuves.

TABLE 3.1 – Types de polymères considérés dans notre étude et masses volumiques associées en $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. (D'après Hidalgo-Ruz et al., 2012; Andrady, 2017).

Polymer type	Polymer density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)
Polyethylene (PE)	0.91 - 0.96
Polypropylene (PP)	0.9 - 0.91
Polystyrene (PS)	1.04 - 1.1
Polyvinyl Acetate (PVA) and Acrylic	1.09 - 1.3
Polyamide (PA) and Nylon	1.02 - 1.16
Polyester including Polyethylene Terephthalate (PET)	1.24 - 1.45
Polyvinyl Chloride (PVC)	1.16 - 1.58
Polyurethane (PU)	1.0 - 1.26
Expanded Polystyrene (EPS)	0.01 - 0.05

Afin de déterminer une distribution relative des types de polymères retrouvés dans les fleuves, nous avons utilisé des données sur des échantillons de MP prélevés dans le Rhin, le Pô, le Danube (van der Wal et al., 2015), le Rhône et la Têt (Constant et al., 2020). Ces deux études fournissent de nombreuses informations précises sur les types de polymères prélevés dans les fleuves cités. Ces données ont ainsi été traitées statistiquement pour calculer une distribution relative, représentative des types de polymères charriés par les fleuves (Figure 3.3). Bien que les proportions puissent être très variables, le PE et le PP sont généralement les polymères prédominants dans les échantillons de filets à plancton. Ceci est confirmé par d'autres études dans les fleuves : Yangtsé = 30 % PE et >50 % PP (Xiong et al., 2019) ; fleuves japonais = 46 % PE et 29 % PP (Kataoka et al., 2019) ; Saïgon = 80 % PE et 16 % PP (Lahens et al., 2018) ; fleuves suisses = 62 % PE et 15 % PP (Faure et al., 2015) ; Danube = 62 % PE et 9 % PP, Pô = 45 % PE et 17 % PP, Rhin = 78 % PE et 13 % PP (van der Wal et al., 2015). La prédominance de ces deux polymères dans les fleuves est en accord avec la production mondiale de plastique (Figure 3.3) mais elle peut également être liée à leur faible masse volumique de 0.90-0.96 (g.cm⁻³) (Tableau 3.1), qui est inférieure à la masse volumique de l'eau, ce qui les fait flotter et augmente leur probabilité d'être piégé dans les filets.

Des polymères de masse volumique plus élevée tels que le PS, PET, PVC ou PU peuvent également se retrouver dans les échantillons de filet à plancton en raison du débit turbulent des fleuves et du mélange turbulent dans la colonne d'eau : Yangtsé = 15 % PS (Xiong et al., 2019) ; fleuves japonais = 5 % PS (Kataoka et al., 2019) ; Saïgon = 4 % PET (Lahens et al., 2018) ; fleuves suisses = 12 % PS (Faure et al., 2015) ; Danube = 15 % PS et 4 % PET, Pô = 6 % PS, Rhin = 6 % PS (van der Wal et al., 2015) ; estuaire du Tamar = 25 % PS et 7 % PVC (Sadri et Thompson, 2014). La taille, la forme, les additifs associés aux MP ou des mélanges de polymères peuvent également influencer la flottabilité des particules, permettant à des polymères plus denses de flotter.

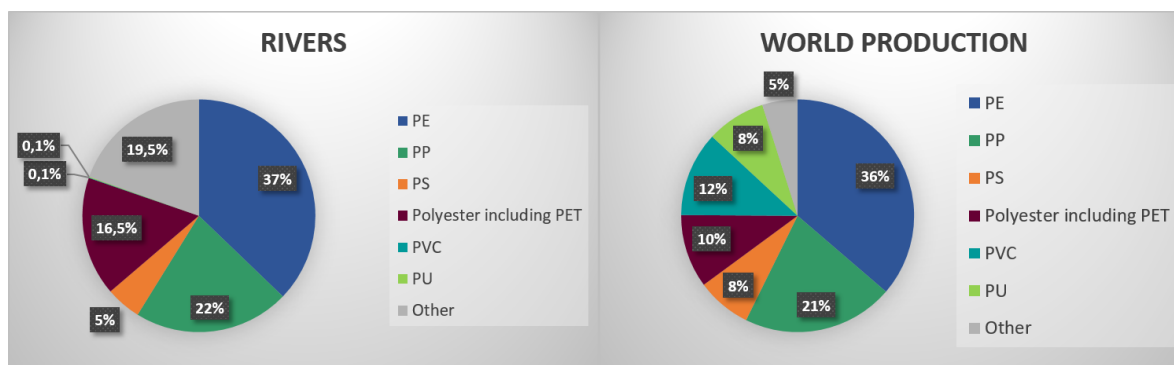


FIGURE 3.3 – Distribution relative des polymères les plus courants retrouvés dans les fleuves et dans la production mondiale de plastique. Les statistiques sur les fleuves sont calculées à partir des données issues des études de van der Wal et al. (2015) et Constant et al. (2020), prélevées avec des filets à plancton de 300 µm. Les pourcentages moyens inscrits sur le diagramme fleuves ont été calculés à partir des moyennes des pourcentages de chaque polymère dans les différentes catégories de forme de MP, pondérées par la distribution relative des formes dans les échantillons analysés. Les statistiques de production mondiale sont basées sur des données pour l'Europe, les Etats-Unis, la Chine et l'Inde synthétisées par Geyer et al. (2017).

3.2.1.3 Forme des particules

Les MP sont retrouvés dans le milieu naturel sous forme de fibres, de granulés, de films, d'écailles, de billes ou encore de fragments avec des géométries très diverses (Hidalgo-Ruz et al., 2012 ; Woodall et al., 2014). Les plus vieux fragments sont caractérisés par des bords lisses et polis (Doyle et al., 2011), les formes plus allongées sont associées à des lignes et fibres mais

également à de plus grandes particules, tandis que les petites particules sont généralement plus sphériques (Gilfillan et al., 2009), les billes ont par exemple des rapports surface/volume plus élevés (Ryan, 2015). Toutes ces caractéristiques de formes déterminent la nature du mouvement des particules, et influencent donc leur flottabilité et leur déplacement vertical (Isachenko et al., 2016).

Dans notre étude, nous considérons 4 formes de MP pour lesquelles nous avons précédemment déterminé des distributions relatives de polymères et donc de masses volumiques (Figure 3.5). En se basant sur plusieurs études qui fournissent des caractéristiques sur les formes des MP échantillonnées dans les fleuves à l'aide de filets à plancton (Danube, Rhin, Pô (van der Wal et al., 2015) ; Rhône et Têt (Constant et al., 2020) ; Ebre (Simon-Sánchez et al., 2019) ; réservoir Feilaixia (Tan et al., 2019) ; affluents de la région des Grands Lacs (Baldwin et al., 2016) ; fleuves suisses (Faure et al., 2015) ; Rhin (Mani et al., 2015) ; baie de Wascana (Campbell et al., 2017)), nous avons déterminé une distribution relative moyenne des formes de MP. Nous considérerons ainsi dans notre modèle 50 % de fibres synthétiques, 35 % de fragments, 10 % de billes et granulé, et 5 % de mousses (Figure 3.4).

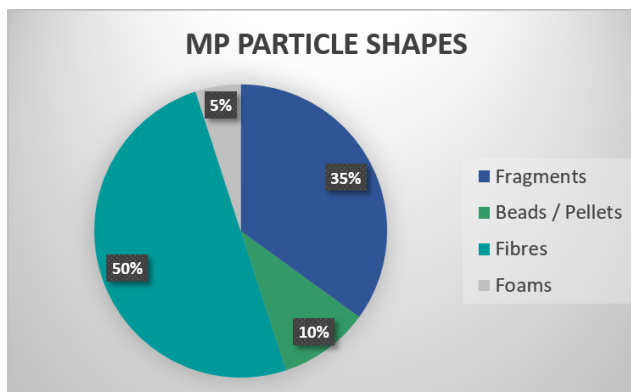


FIGURE 3.4 – Distribution relative moyenne des formes de MP les plus couramment échantillonnées dans les fleuves. Ces données sont basées sur des échantillons de filet à plancton provenant des fleuves suivant : Danube, Rhin, Pô (van der Wal et al., 2015) ; Rhône et Têt (Constant et al., 2020) ; Ebre (Simon-Sánchez et al., 2019) ; réservoir Feilaixia (Tan et al., 2019) ; affluents de la région des Grands Lacs (Baldwin et al., 2016) ; fleuves suisses (Faure et al., 2015) ; Rhin (Mani et al., 2015) ; baie de Wascana (Campbell et al., 2017).

Lorsque les fibres sont prises en compte, elles constituent la forme prédominante dans les échantillons de filets à plancton. Plus la taille des mailles de filet est petite, plus le pourcentage de fibres prélevées est élevé. Cela dit, même avec un maillage de 300 µm, une grande proportion de fibres peut être échantillonnée (jusqu'à 90 % dans Constant et al., 2020). Les fragments sont également souvent présents en grande quantité, principalement créés lors de la dégradation et la fragmentation des macroplastiques. Les MP primaires, typiquement des billes et granulé, sont moins fréquemment trouvés dans les échantillons de filets à plancton, probablement dû à leur plus faible flottabilité qui les maintient sous la surface.

En se basant sur les observations issues des études de van der Wal et al. (2015) et Constant et al. (2020) qui fournissent toutes deux des analyses de composition chimique par catégorie de formes de MP, nous avons pu déterminer des distributions de type de polymères pour les quatre catégories de formes considérées ici : les fragments, les billes et granulé, les fibres et les mousses (Figure 3.5).

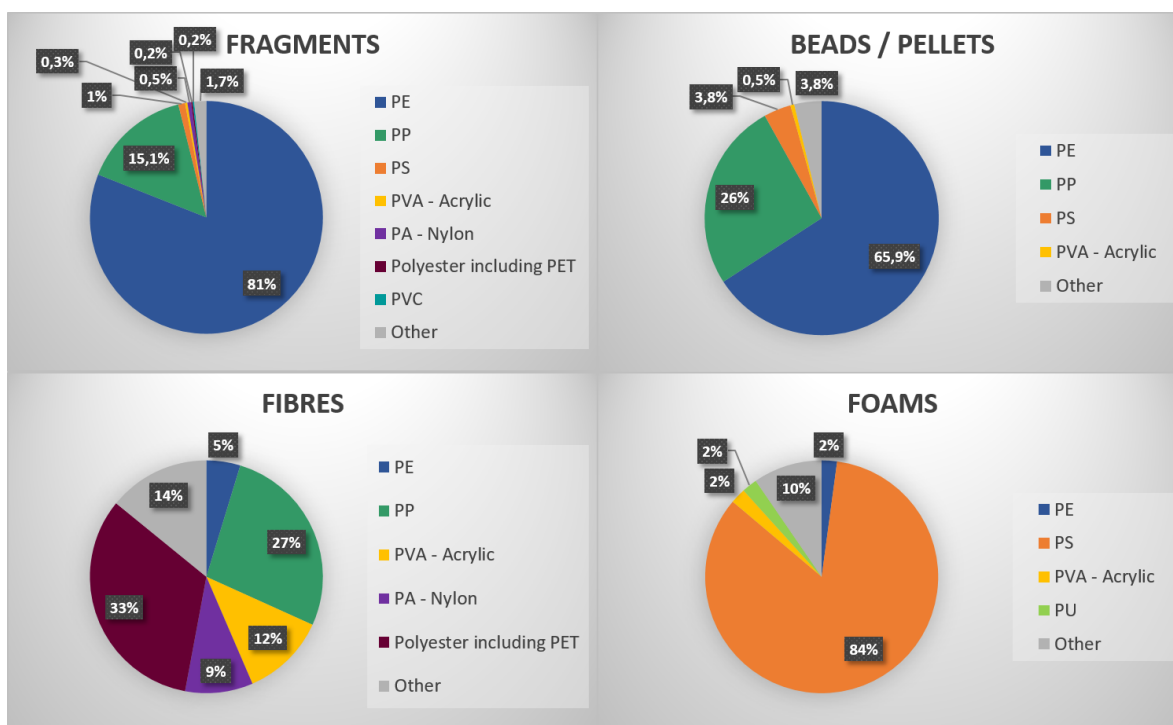


FIGURE 3.5 – Distributions des polymères par catégorie de forme de MP. Les diagrammes circulaires sont basés sur les analyses de composition chimique effectuées par [van der Wal et al. \(2015\)](#) et [Constant et al. \(2020\)](#). Tous les échantillons ont été prélevés avec des filets à plancton de maille 300 μm dans le Danube, le Pô, le Rhin, la Têt et le Rhône.

Pour calculer les vitesses verticales d'ascension et de chute des particules et modéliser leur transport lagrangien, les fibres seront associées à des cylindres longs et fins, les fragments à des cylindres de hauteurs, largeurs et épaisseurs variables, les billes, granules et mousses à des sphères. Le modèle hydrodynamique ainsi que les équations utilisées pour calculer les vitesses verticales de flottabilité dépendantes des paramètres de taille, masses volumique et forme des MP déployés dans le modèle sont présentées dans la section suivante.

3.2.2 Modélisation numérique et suivi lagrangien

3.2.2.1 Les équations du modèle hydrodynamique SYMPHONIE

Les simulations exploitées dans notre étude sont réalisées avec le modèle de circulation océanique 3D SYMPHONIE développé par [Patrick Marsaleix \(Marsaleix et al., 2008, 2009, 2011, 2012\)](#). Ce modèle a déjà été utilisé à différentes échelles en Méditerranée depuis l'échelle côtière ([Estournel, 2003](#)), à la mésoéchelle ([Estournel et al., 2016](#)) et la sub-mésoéchelle ([Damien et al., 2017](#)) et pour diverses applications telles que la simulation de la convection profonde dans le Golfe du Lion, la formation d'eau dense ou les phénomènes d'upwelling. Il peut également être couplé à des modèles biogéochimiques pour l'étude des écosystèmes planctoniques, à des modèles de transport sédimentaire pour l'étude du cascading ou à des modèles de vagues pour l'étude des dérives de surface ou en zone côtière.

Le modèle résout les équations primitives tridimensionnelles pour la conservation de la masse et du moment et est basé sur les approximations de Boussinesq et d'équilibre hydrostatique. Dans un système de coordonnées cartésiennes, les composantes de la vitesse u , v et w sont données par :

— L'équation de continuité :

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (3.2)$$

— Les équations de la dynamique en x et y :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial uu}{\partial x} + \frac{\partial vu}{\partial y} + \frac{\partial wu}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \nu \Delta^2 u + \frac{\partial}{\partial z} (K_m \frac{\partial u}{\partial z}) \quad (3.3)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial uv}{\partial x} + \frac{\partial vv}{\partial y} + \frac{\partial wv}{\partial z} + fu = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \nu \Delta^2 v + \frac{\partial}{\partial z} (K_m \frac{\partial v}{\partial z}) \quad (3.4)$$

où f est le paramètre de Coriolis, ρ_0 est la masse volumique de l'eau de mer de référence, p est la pression, ν est la viscosité cinématique, Δ^2 un opérateur bilaplacien horizontal et K_m est le coefficient de diffusivité turbulente verticale. Il s'agit des équations de base utilisées dans ce Chapitre 3, avant l'ajout de la paramétrisation des vagues décrite plus loin dans le Chapitre 4, Section 4.2.3.

L'hypothèse hydrostatique donne le gradient de pression vertical tel que :

$$p(z) = \int_z^\eta g \rho dz \quad (3.5)$$

où $g = 9.81 \text{ m.s}^{-2}$ est l'accélération de la pesanteur terrestre, ρ la masse volumique, et η l'élévation de la surface libre, qui est dérivée du courant moyenné sur la profondeur (\bar{u}, \bar{v}) par :

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (H\bar{u}) + \frac{\partial}{\partial y} (H\bar{v}) = 0 \quad (3.6)$$

où la hauteur totale de la colonne d'eau $H = h + \eta$ est la somme de la hauteur de la colonne d'eau au repos et de l'élévation de la surface libre. L'équation de conservation de la masse permet de définir les équations régissant les variations de température (T) et de salinité (S) tel que :

$$\frac{\partial T}{\partial t} + \frac{\partial uT}{\partial x} + \frac{\partial vT}{\partial y} + \frac{\partial wT}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} (K_h \frac{\partial T}{\partial z}) + \frac{1}{\rho_0 C_p} \frac{\partial I_s}{\partial z} + \frac{\partial F_x^T}{\partial x} + \frac{\partial F_y^T}{\partial y} \quad (3.7)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial uS}{\partial x} + \frac{\partial vS}{\partial y} + \frac{\partial wS}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} (K_h \frac{\partial S}{\partial z}) + \frac{\partial F_x^S}{\partial x} + \frac{\partial F_y^S}{\partial y} \quad (3.8)$$

où I_s est le forçage radiatif solaire, C_p la capacité calorifique de l'eau et $F_{(x,y)}^{(T,S)}$ les flux de diffusion pour la température et la salinité. Les variables T , S et p sont impliquées dans l'équation d'état non linéaire qui permet de calculer la masse volumique (Jackett et al., 2006). Le coefficient de diffusivité turbulente horizontale K_h est déterminé par le schéma de fermeture de la turbulence.

3.2.2.2 Schéma de fermeture de la turbulence

Dans cette étude, le schéma de fermeture turbulente utilisé est celui de Gaspar et al. (1990). Avec le schéma de turbulence de Gaspar, le **coefficient de mélange vertical turbulent** est le même pour tous les champs (vitesses, traceurs, énergie cinétique turbulente), à savoir :

$$K = c_k l_k E^{\frac{1}{2}} \quad (3.9)$$

avec $c_k = 0.1$.

L'énergie cinétique turbulente, E , est donnée par :

$$\frac{dE}{dt} = \frac{\partial}{\partial z} K \frac{\partial E}{\partial z} + K \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + K \left(\frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 - K \frac{g}{\rho_0} \frac{\partial \rho}{\partial z} - \epsilon \quad (3.10)$$

où u, v sont les vitesses horizontales, ρ est la densité de l'eau, ρ_0 est une densité de référence et ϵ la dissipation donnée par :

$$\epsilon = c_\epsilon \frac{E^{\frac{3}{2}}}{l_\epsilon} \quad (3.11)$$

avec $c = 0.7$.

Les échelles de longueur de la turbulence pour le mélange éq. 3.9 et la dissipation éq. 3.11 sont respectivement données par :

$$l_k = \min(l_u, l_d) \quad (3.12)$$

$$l_\epsilon = (l_u l_d)^{\frac{1}{2}} \quad (3.13)$$

où les échelles de conversion d'énergie cinétique en énergie potentielle, vers le haut et vers le bas, (l_u, l_d) , vérifient :

$$\frac{g}{\rho_0} \int_z^{z+l_u} [\rho(z) - \rho(z')] dz' = E(z) \quad (3.14)$$

$$\frac{g}{\rho_0} \int_z^{z-l_d} [\rho(z) - \rho(z')] dz' = E(z) \quad (3.15)$$

tout en étant contraintes à ne pas dépasser la distance au fond et à la surface.

La condition limite au fond est donnée par :

$$E = \frac{u_*^2}{(c_\epsilon c_k)^{\frac{1}{2}}} \quad (3.16)$$

où u_* est la vitesse de friction.

La condition limite à la surface est la condition de [Craig et Banner \(1994\)](#) :

$$K \frac{\partial E}{\partial z} = 100 u_*^3 \quad (3.17)$$

3.2.2.3 Transport lagrangien

Équations générales

Un module de suivi lagrangien est inclus dans le modèle hydrodynamique SYMPHONIE et nous a permis de simuler la dispersion des MP dans les courants. Le mouvement 3D d'une particule lagrangienne est décrit par son vecteur de position $X(t) = (x, y, z)(t)$ dans les trois dimensions. Comme le vecteur $X(t)$ fournit les positions successives de la particule à chaque pas de temps t , il trace une courbe dans l'espace appelée trajectoire. Dans nos simulations de suivi lagrangien, les trajectoires des particules sont déterminées par le champ de vitesse eulérien calculé par le modèle hydrodynamique SYMPHONIE suivant les équations de Navier-Stokes décrites plus haut. La dérivée temporelle de la trajectoire $X(t)$ est égale au champ de vitesse eulérien $U(t) = (u, v, w)(t)$:

$$\frac{dX(t)}{dt} = U(t) \quad (3.18)$$

Dans notre approche de modélisation, les vitesses verticales des particules ne dépendent pas seulement des champs de courant, mais elles sont également affectées par la turbulence de la couche de surface et par la flottabilité des particules. Le module de suivi lagrangien a ainsi été modifié pour les besoins de notre étude sur le transport des MP et des fonctionnalités spécifiques ont été ajoutées.

D'une part, les vitesses verticales de flottabilité associées aux propriétés physiques des particules telle que la taille, la forme ou la masse volumique sont intégrées dans le calcul du déplacement vertical des particules par le biais du terme w_s . Comme pour les sédiments, cette vitesse verticale W_s de flottabilité (de chute ou d'ascension) est l'une des variables clés dans l'étude du transport des MP et est importante pour comprendre les processus de suspension, de dépôt, de mélange et de transfert. D'autre part, la diffusion turbulente des MP dans la couche de surface de la mer est reproduite par la vitesse verticale W_t dans le calcul du déplacement vertical des particules.

Finalement, dans notre modèle hydrodynamique, le déplacement 3D des particules lagrangiennes dans les courants est régi par les équations suivantes :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx(t)}{dt} = u(t) \\ \frac{dy(t)}{dt} = v(t) \\ \frac{dz(t)}{dt} = w(t) + w_t(t) + w_s(t) \end{array} \right. \quad (3.19)$$

Déplacement par advection

Afin de résoudre les équations différentielles pour les champs de vitesses $U = (u, v, w)$ au niveau des positions des particules, nous avons utilisé un schéma de *Runge-Kutta* d'ordre 2. Ce schéma est basé sur une méthode itérative qui consiste à intégrer la vitesse au milieu du pas d'intégration et à refaire le pas d'intégration complet à partir de cette estimation afin d'estimer la trajectoire de la particule. Les vitesses de courant (en m.s^{-1}) interpolées à l'emplacement de la particule par la méthode de *Runge-Kutta* sont multipliées par le pas de temps Dt choisi dans le modèle pour calculer le déplacement advectif dans chaque direction. La nouvelle position $(x_{n+1}, y_{n+1}, z_{n+1})$ de la particule est alors définie par :

$$\left\{ \begin{array}{l} x_{n+1} = x_n + uDt \\ y_{n+1} = y_n + vDt \\ z_{n+1} = z_n + wDt + w_tDt + w_sDt \end{array} \right. \quad (3.20)$$

Diffusion verticale turbulente

Les vagues et les forçages atmosphériques entraînent de la turbulence et du mélange des eaux de surface. La couche de mélange a une épaisseur de 10 à 100 m et peut même atteindre une profondeur de plusieurs centaines de mètres dans certaines conditions (notamment en hiver). Les MP flottants peuvent ainsi se disperser verticalement dans cette couche de surface sous l'effet de la turbulence (Kukulka et al., 2012; Poulain et al., 2019). Il est difficile de comprendre le mouvement vertical dynamique des particules dans la couche de surface de l'océan car il est induit par plusieurs processus complexes (vents, vagues, courants). Dans notre étude, nous avons utilisé un modèle de vitesses verticales générées aléatoirement pour simuler le mouvement turbulent des particules dans la couche de surface comme cela a été fait pour simuler la dispersion des larves par Guizien et al. (2012). La dispersion turbulente verticale des particules s'exprime via le terme w_t qui dépend de l'énergie cinétique turbulente (E_k) calculée par le modèle hydrodynamique et

d'un nombre aléatoire (R_n) produit par la fonction fortran "*random_number*" telle que :

$$w_t = \sqrt{2 \frac{E_k}{3}} 2\sqrt{3} \left(R_n - \frac{1}{2} \right) \quad (3.21)$$

Dans la formule 3.21 ci-dessus, la fonction fortran "*random_number*" a été normalisée par $2\sqrt{3}(R_n - \frac{1}{2})$ afin que la moyenne, sur un grand nombre de tirages, de l'énergie cinétique verticale aléatoire soit bien $\frac{E_k}{3}$. On notera que cet ajout de mouvement aléatoire ne concerne que la vitesse verticale car nous avons supposé, pour simplifier le problème et alléger les temps de calcul, que les vitesses horizontales aléatoires turbulentes étaient un enjeu secondaire compte tenu, d'une part des disparités de résolution spatiale de la grille numérique entre les directions horizontales et verticales (quelques km pour l'horizontale, quelques mètres pour la verticale) et d'autre part du gradient de courant beaucoup plus fort dans la direction verticale que dans la direction horizontale. La randomisation du mouvement vertical appliqué aux particules pour simuler la turbulence peut être reproduite à l'identique dans chaque simulation. De cette façon, les simulations peuvent être comparées indépendamment.

D'autres approches plus mécanistes existent comme l'étude de [Brunner et al. \(2015\)](#) qui a déterminé un modèle empirique pour calculer la vitesse turbulente suivant la méthode de [Kukulka et Brunner \(2015\)](#). Ils caractérisent le mélange vertical des MP flottants dans la couche de surface à partir de l'analyse du stress dû au vent et d'observations de la subsurface.

3.2.2.4 Flottabilité des microplastiques

Les vitesses verticales de flottabilité w_s sont calculées séparément du modèle et enregistrées dans un notebook, qui inclut également la date et les coordonnées géographiques du largage des particules. De cette façon, dans le module de suivi lagrangien, chaque particule est caractérisée par une date, des coordonnées et une vitesse verticale de flottabilité w_s .

w_s dépend principalement de trois propriétés physiques analysées dans la Section 3.2.1 : la masse volumique, la taille et la forme des particules ([Ballent et al., 2013](#) ; [Chubarenko et al., 2016](#) ; [Kooi et al., 2016](#) ; [Khatmullina et Isachenko, 2017](#)). En théorie, dans le modèle, les particules ayant une masse volumique inférieure à celle de l'eau de mer sont caractérisées par une flottabilité positive et une vitesse w_s positive orientée vers la surface. Au contraire, les particules ayant une masse volumique supérieure à celle de l'eau de mer sont caractérisées par une flottabilité négative et une vitesse w_s négative orientée vers le fond. Pour opposer ces deux vitesses verticales, nous utilisons les termes de vitesses d'ascension en opposition aux vitesses de chute.

Equation générale

La vitesse verticale d'une particule dans un fluide peut être modélisée en équilibrant la force de flottabilité avec la force de traînée hydrodynamique ([Allen, 1985](#) ; [Stokes, 1851](#)) tel que :

$$\frac{1}{2} \rho C_D S w_s^2 = (\rho_0 - \rho) V g \quad (3.22)$$

C_D est le coefficient de traînée, S et V sont la surface projetée et le volume de la particule, ρ_p est la masse volumique de la particule et ρ la masse volumique du fluide, g est l'accélération de la pesanteur.

La question fondamentale dans la formule 3.22 est de trouver une définition appropriée pour le coefficient de traînée C_D (Dietrich, 1982) dont la valeur dépend entre autres du nombre de Reynolds Re lui-même dépendant du milieu et des conditions d'écoulements (écoulement laminaire : $Re < 2000$, turbulent : $Re > 4000$, et régime transitoire : $2000 < Re < 4000$). Dans ce contexte d'interdépendance, nous utiliserons des études expérimentales empiriques afin de calculer les vitesses verticales de flottabilité (w_s). Les formules utilisées dans ce qui suit sont basées sur la formule de Stokes précédente et ne diffèrent que par la méthode de détermination empirique du coefficient de traînée C_D .

Nous pouvons supposer que le comportement des MP est similaire à celui des sédiments (Nizzetto et al., 2016 ; Horton et Dixon, 2018 ; Kooi et al., 2018). Les vitesses de chute obtenues pour les MP sphériques de masses volumiques élevées et les cylindres réguliers montrent en effet une bonne concordance avec les prévisions semi-empiriques développées pour les sédiments naturels (Camenen, 2007) mais ce n'est pas le cas pour les longs cylindres comme les fibres et lignes de pêche (Khatmullina et Isachenko, 2017). Cela implique que la forme des MP a une grande importance dans le calcul des vitesses verticales (Chubarenko et al., 2016). Les vitesses de chute des fibres et des lignes de pêche sont beaucoup plus faibles que celles des sphères et des cylindres. Nous considérons donc deux approches différentes en fonction des formes de MP considérées.

Fragments, billes et mousses

Les fragments, billes et mousses seront assimilés à des sphères et cylindres courts de proportions variables. Zhiyao et al. (2008) utilisent plusieurs études sédimentaires afin d'établir une formule simple et précise de prédiction des vitesses de chute des particules de sédiments naturels, applicable à une large gamme de nombres de Reynolds, de l'écoulement laminaire au régime turbulent :

$$\begin{cases} w_s = \frac{\nu}{d} d_*^3 [38.1 + 0.93 d_*^{\frac{12}{7}}]^{-\frac{7}{8}} (mm.s^{-1}) \\ d_* = \left(\frac{1}{\nu^2} \frac{g(\rho_p - \rho)}{\rho} \right)^{\frac{1}{3}} d \end{cases} \quad (3.23)$$

d_* est un paramètre sans dimension et d est le diamètre des particules (en mm), g est l'accélération de la pesanteur ($mm.s^{-2}$), ρ_p la masse volumique des particules et ρ la masse volumique du fluide (pour l'eau de mer de Méditerranée $\rho \approx 1028 \text{ kg.m}^{-3}$), ν est la viscosité cinématique du fluide (pour l'eau de mer $\nu = \frac{\eta}{\rho} \approx \frac{1.07 \cdot 10^{-3} \text{ kg.m}^{-1}.s^{-1}}{1028 \text{ kg.m}^{-3}} \approx 1.041 \text{ mm}^2.s^{-1}$).

Les études expérimentales sur lesquelles sont basées les formules de Zhiyao et al. (2008) sont principalement réalisées avec des sédiments naturels (sable naturel et concassé, gravier, galets lisses, particules de limon, y compris des agrégats de sédiments cohésifs), mais elles comprennent également des particules sphériques et cylindriques artificielles. Bien que les densités considérées ne soient pas indiquées, les auteurs concluent dans leur étude que leur formule est valable pour diverses tailles, formes et masses volumiques et peut être utilisée pour toutes sortes de matériaux de toute forme.

L'applicabilité de la formule précédente aux MP a été vérifiée par plusieurs études expérimentales qui ont démontré qu'elle fonctionne bien pour les particules plastiques sphériques et cylindriques, mais comme nous l'avons dit elle n'est pas appropriée aux fibres et lignes (Chubarenko et al., 2016 ; Isachenko et al., 2016 ; Khatmullina et Isachenko, 2017 ; Waldschläger et Schüttrumpf, 2019).

Lignes et fibres

Les lignes de pêche et fibres synthétiques seront assimilées à des cylindres longs et fins de proportions variables. [Khatmullina et Isachenko \(2017\)](#) proposent une formule semi-empirique basée sur 600 mesures de vitesse de chute de MP denses avec des formes régulières mais non parfaites (particules de polycaprolactone lisses quasi-sphériques à cylindres courts semi-angulaires et morceaux de lignes de pêche). La formule de prédiction de la vitesse de chute des lignes de pêche de diamètre 0,15 - 0,71 mm, de longueur 0,5 - 5 mm et de densité 1130 - 1168 kg.m⁻³ est :

$$w_s = \frac{\pi}{2} \frac{1}{\nu} \frac{g(\rho_p - \rho)}{\rho} \frac{D L}{c_1 L + c_2} \text{ (mm.s}^{-1}\text{)} \quad (3.24)$$

D est le diamètre (mm), g est l'accélération de la pesanteur (mm.s⁻²), L est la longueur caractéristique de la particules (mm), ν est la viscosité cinématique du fluide (pour l'eau de mer $\nu \approx 1.041 \text{ mm}^2.\text{s}^{-1}$), ρ_p la masse volumique de la particule et ρ la masse volumique du fluide (pour l'eau de mer $\rho \approx 1028 \text{ kg.m}^{-3}$). $c_1 = 55.238 \text{ mm}^{-1}$ et $c_2 = 12.691$ sont des coefficients empiriques.

Bien que des différences aient été observées entre le déplacement ascendant des particules flottantes et la chute des particules denses ([Waldschläger et Schüttrumpf, 2019](#)), nous avons utilisé les mêmes équations pour calculer les vitesses d'ascension et de chute des MP. Les équations empiriques précédentes sont établies pour des particules de hautes densités mais nous les avons également appliquées aux MP de plus faibles densités. Les calculs sont effectués en se basant sur la différence absolue entre la masse volumique des particules et celle de l'eau (valeur absolue de $|\rho_p - \rho|$) et nous ajoutons ensuite un signe "-" pour les particules de haute densité qui tendent à chuter et un signe "+" pour les particules de faible densité qui tendent à flotter. Les vitesses de flottabilité ainsi obtenues sont discutées dans la Section 3.2.3.4 afin de valider les calculs en comparant les intervalles de vitesses calculées avec des valeurs expérimentales.

3.2.3 Paramétrisation des simulations lagrangiennes

3.2.3.1 Grille et forçages

Afin d'effectuer les calculs numériques, le domaine est discrétisé spatialement sur une grille de type *Arakawa-C* ([Arakawa et Suarez, 1983](#)). Ce maillage se caractérise par le calcul des variables scalaires, comme la température et la salinité au point central des mailles de la grille tandis que les variables vectorielles telles que les courants sont calculées sur les bords des mailles. La grille utilisée dans notre étude (Figure 3.6a) est une grille irrégulière aux coordonnées curvilignes sur l'horizontale ([Bentsen et al., 1999](#)) couvrant l'ensemble du bassin méditerranéen. La résolution est ainsi plus fine en Méditerranée occidentale qu'en Méditerranée orientale et varie de 1.45 km dans le Golfe du Lion et à Gibraltar à 4.9 km à l'extrême est du bassin Levantin. Le système de coordonnées verticales (Figure 3.6b) est de type sigma-généralisé sur 60 niveaux verticaux (de +0,7 m à -4656 m de profondeur maximale). Ce système de coordonnées sigma offre une résolution fine à la surface et près du fond où la grille s'adapte à la bathymétrie.

L'interface entre l'océan et l'atmosphère est représentée par une surface libre où sont simulés les forçages atmosphériques, c'est-à-dire la tension du vent, la pression, les précipitations, les températures, le rayonnement solaire et l'humidité. Ces conditions atmosphériques sont primordiales dans les simulations de la dynamique océanique. Les données atmosphériques utilisées dans notre étude sur la mer Méditerranée proviennent du Centre européen pour les prévisions

météorologiques à moyen terme (ECMWF) et sont simulées avec une résolution spatiale de 0.125° et une résolution temporelle horaire.

Les conditions aux frontières latérales sont décrites par Marsaleix et al. (2006). Les frontières latérales avec les côtes terrestres sont fermées (variables égales à zéro) tandis que les frontières latérales avec l'océan Atlantique et la mer Noire sont ouvertes où des échanges à Gibraltar et au détroit du Bosphore sont simulés ; de même les frontières au niveau des embouchures de fleuves sont ouvertes où des débits d'eau douce sont simulés. Dans cette étude, les forçages latéraux de l'océan Atlantique et la mer Noire pour u, v, w, T, S sont fournis par Mercator Océan. Les débits d'eau douce utilisés aux embouchures des fleuves dans les simulations sont des moyennes variables journalières (fleuves français, Ebre, Arno, Po), mensuelles ou constantes sur toute l'année (fleuves espagnols, algériens, tunisiens, ceux débouchant en mer Thyrrhénienne et le Nil) en fonction des données disponibles dans la littérature (Cf. Estournel et al., 2021 in press). La configuration du modèle SYMPHONIE utilisée ici à l'échelle de la Méditerranée inclut les débits de 131 fleuves.

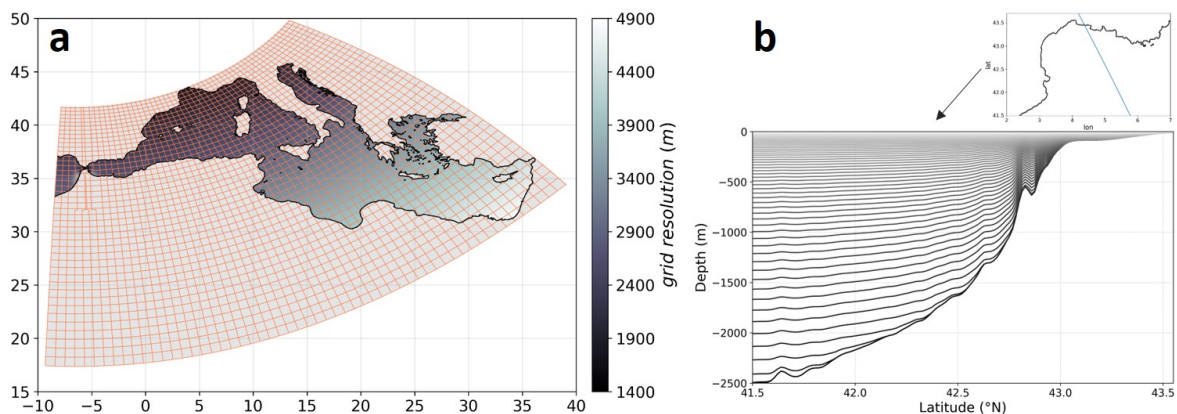


FIGURE 3.6 – Grille haute résolution définie sur l'ensemble de la Méditerranée utilisée dans notre configuration 3D du modèle SYMPHONIE. [a] Coordonnées curvilignes sur l'horizontale. La résolution varie de 1.45 km dans le Golfe du Lion et dans le détroit de Gibraltar à 4.9 km à l'extrême est du bassin Levantin. La grille est composée de 867 lignes x 1122 colonnes, de -9.31 à 39.09°E , et de 17.36 à 49.85°N (représentation d'une maille sur 20). [b] Coupe dans le Golfe du Lion permettant d'illustrer le système de coordonnées verticales de type sigma sur 60 niveaux verticaux (de $+0.7$ m à -4656 m de profondeur maximale en Méditerranée).

3.2.3.2 Mode de calcul des trajectoires

Pour le suivi lagrangien des particules, il existe deux modes d'intégration des trajectoires. Le premier mode est dit "*online*" : les trajectoires des particules sont calculées en même temps que les courants, à chaque pas de temps de calcul du modèle hydrodynamique. Le second mode est dit "*offline*" : les champs de vitesses de courants (termes d'advection et de diffusion) sont fournis par des fichiers préalablement calculés par le modèle hydrodynamique et enregistrés sous forme de moyennes journalières. C'est ce dernier mode que nous utilisons dans ce Chapitre 3. Cela nous a permis de calculer un grand nombre de trajectoires sur différentes périodes tout en économisant du temps de simulation.

Les fichiers offline utilisés dans ce chapitre fournissent les champs de courants moyen journalier pour l'année 2013. La Figure 3.7 montre les courants de surface moyennés sur 1 an et superposés à l'élévation moyenne de la surface, permettant de mettre en évidence la circulation principale en Méditerranée. Dans le cadre de ce chapitre nous nous focalisons sur le panache de MP rejeté par le Rhône. Nous discuterons ainsi principalement de l'impact des courants dans le bassin Nord-Occidental et notamment de l'influence du Courant Nord qui longe le talus conti-

mental de la mer Ligure jusqu'en mer des Baléares avec des vitesses de courants élevées. Nous discuterons également l'effet du front Nord-Baléares qui se situe au nord des îles Baléares et qui correspond à la frontière entre les eaux plus chaudes et moins salées provenant de l'Atlantique au sud et les eaux méditerranéennes plus froides et plus salées situées au nord.

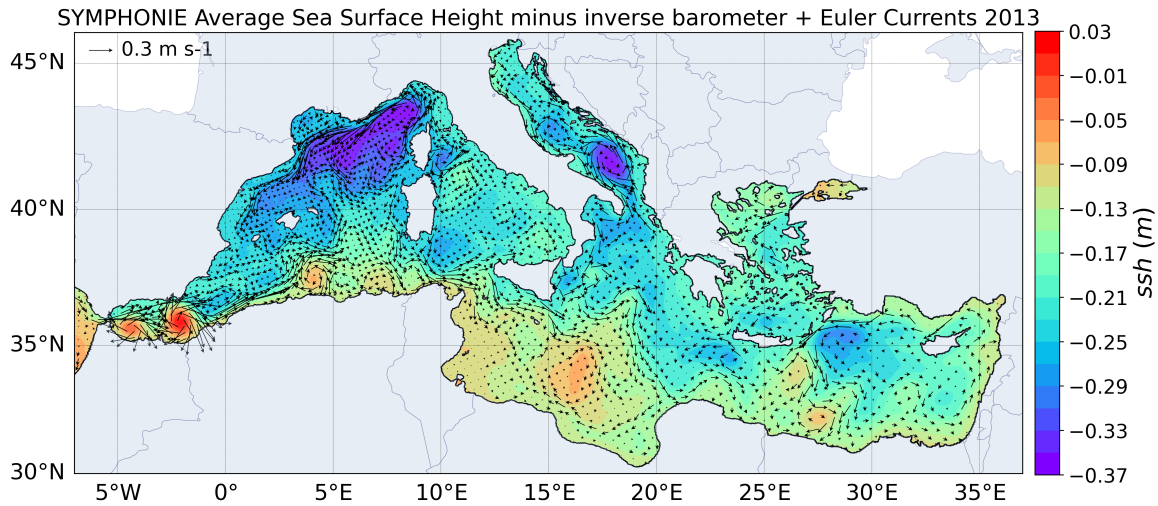


FIGURE 3.7 – Courants de surface moyennés sur l'année 2013 (flèches en $m \cdot s^{-1}$), superposés à l'élévation moyenne de la surface de la mer moins le baromètre inverse pour l'année 2013, calculés avec le modèle hydrodynamique 3D SYMPHONIE.

3.2.3.3 Configuration des largages de particules

Le calcul des flux de MP rejetés par le Rhône est basé sur le modèle d'apports fluviaux développé dans le Chapitre 2. Le modèle "*sQ, sPop - plankton net* ($n = 96$)" a été appliqué au bassin versant du Rhône dont les caractéristiques sont fournies par le SIG à la résolution 30 secondes d'arc de Sadaoui et al. (2018) (Figure 3.8). Le modèle de régression statistique prédit des flux massiques à l'embouchure du Rhône d'environ $12 t \cdot an^{-1}$ (soit $\approx 122 g \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$). A titre de comparaison, les flux moyens estimés pour le Rhône par Constant et al. (2020) sont de $5.92 t \cdot an^{-1}$ (i.e. $61 g \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$) sans considérer les périodes de crue et atteignent $22 t \cdot an^{-1}$ (i.e. $224 g \cdot km^{-2} \cdot an^{-1}$) lorsqu'ils incluent les échantillons en période de crue à leurs calculs. La valeur moyenne prédite par notre modèle d'apport est donc bien comprise dans l'intervalle des valeurs moyennes observées.

Pour le suivi lagrangien des MP dans les courants, nous avons converti le flux massique modélisé (F_m) en flux exprimé en nombre de particules (F_p). Dans le Chapitre 2 de la thèse, nous avons considéré séparément les fibres synthétiques des autres MP, tel que :

$$F_m = F_m(\text{fibres}) + F_m(\text{other}) \quad (3.25)$$

D'après la composition type des formes de MP que nous avons déterminé à la Figure 3.5, nous faisons l'hypothèse que 50 % des MP prélevés avec un filet à plancton de maille $300 \mu m$ sont des fibres synthétiques, tel que :

$$\begin{cases} F_p(\text{fibres}) = 0.5 * F_p \\ F_p(\text{other}) = 0.5 * F_p \end{cases} \quad (3.26)$$

Dans le Chapitre 2, les conversions entre les concentrations en nombre de particules et les concentrations massiques ont été effectuées à partir de la masse médiane d'une fibre et d'un MP

non-fibre, égales respectivement à 0,745 μg et 0,233 mg , telles que :

$$\begin{aligned} F_m &= F_p(\text{fibres}) * 0.745 \cdot 10^{-9} + F_p(\text{other}) * 0.233 \cdot 10^{-6} \\ &= 0.5 * F_p(0.745 \cdot 10^{-9} + 0.233 \cdot 10^{-6}) \\ \Leftrightarrow F_p &= \frac{F_m}{0.5 * (0.745 \cdot 10^{-9} + 0.233 \cdot 10^{-6})} \end{aligned}$$

Finalement, le flux en nombre de particules calculé pour le Rhône est d'environ 102 270 000 000 $\text{MP} \cdot \text{an}^{-1}$, soit 280 192 000 MP rejetés chaque jour comprenant 50 % de fibres et 50 % de MP non-fibres.

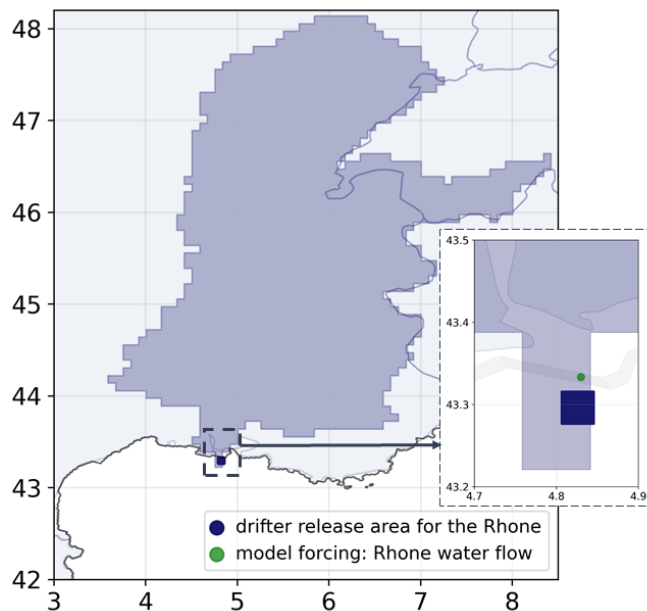


FIGURE 3.8 – Représentation du bassin versant du Rhône à la résolution 30 secondes d'arc. Le point vert représente la localisation de l'apport d'eau douce du Rhône qui est un des paramètres de forçage dans le modèle SYMPHONIE. La zone bleue foncée représente la zone de largage des particules ($0.04^\circ \times 0.04^\circ$ de côtés) émises par le Rhône dans nos simulations.

Le nombre de particules lagrangiennes qui peuvent être simulées dans le modèle est limité, pour surmonter cette restriction, nous avons choisi de larguer 1 particule lagrangienne pour représenter 1 000 MP, soit un flux de 280 192 particules lagrangiennes déployées chaque jour à l'embouchure du Rhône. Pour déterminer la position des largages, nous avons délimité une zone de $0.04^\circ \times 0.04^\circ$ à l'exutoire du bassin versant du Rhône schématisé sur la Figure 3.8. Le bassin versant du Rhône possède en réalité deux embouchures mais seule celle du grand Rhône, située le plus à l'est, est considérée ici. Les positions de largage de chaque particule ont ainsi été tirées aléatoirement dans la zone de largage mesurant environ 4.5 km sur un méridien et environ 3 km sur un parallèle à la latitude 43° . Sur le même principe, le moment de largage est déterminé en tirant aléatoirement l'heure, la minute et la seconde à l'intérieur de la journée pour chaque date de largage choisie.

3.2.3.4 Distribution des vitesses verticales des MP rejetés par le Rhône

Composition type des MP simulés dans le modèle et vitesses associées

En se basant sur les équations 3.23 et 3.24 de la Section 3.2.2.4, nous avons calculé les vitesses verticales de flottabilité w_s pour les 280 192 particules rejetées chaque jour par le Rhône d'après les calculs de la Section 3.2.3.3. La distribution des vitesses de chute et d'ascension obtenue

est présentée sur la Figure 3.9 et tient compte de la répartition statistique entre les différentes classes de tailles, formes et types de polymères de MP déterminée dans la Section 3.2.1.

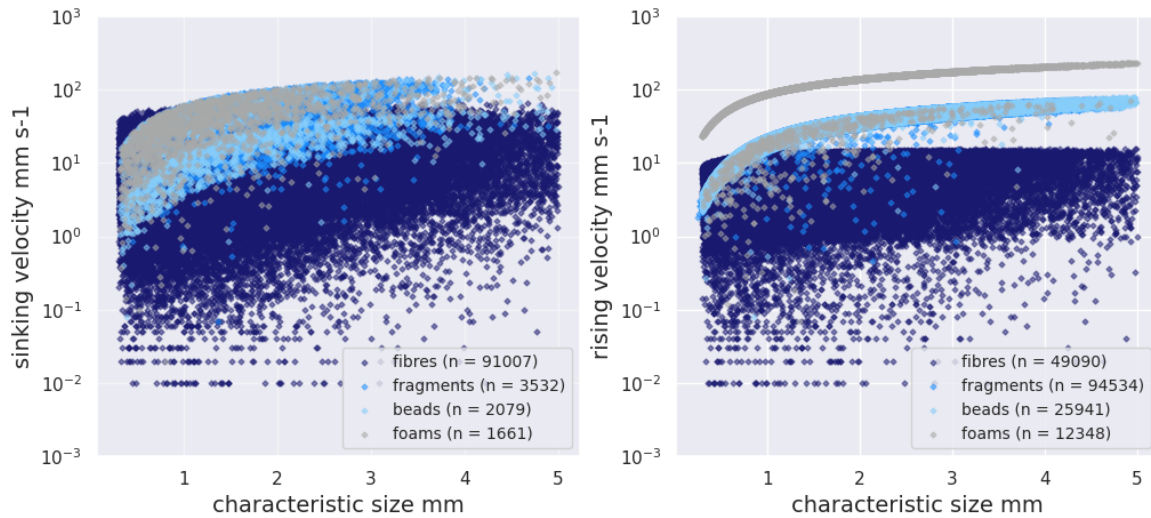


FIGURE 3.9 – Distribution des vitesses de chute et vitesses d'ascension calculées pour les 280 192 particules rejetées quotidiennement par le Rhône dans nos simulations. Les vitesses verticales ont été calculées à partir des équations empiriques de [Zhiyao et al. \(2008\)](#) pour les fragments, les billes et les mousses et de [Khatmullina et Isachenko \(2017\)](#) pour les fibres et lignes. La taille caractéristique correspond au diamètre des particules pour les billes et les mousses, à la longueur des particules pour les fibres et à la racine cubique de l'axe le plus long multiplié par l'axe intermédiaire multiplié par l'axe le plus court pour les fragments.

La Figure 3.10 présente plus de détails sur la répartition des vitesses de flottabilité en relation avec les types de polymères considérés.

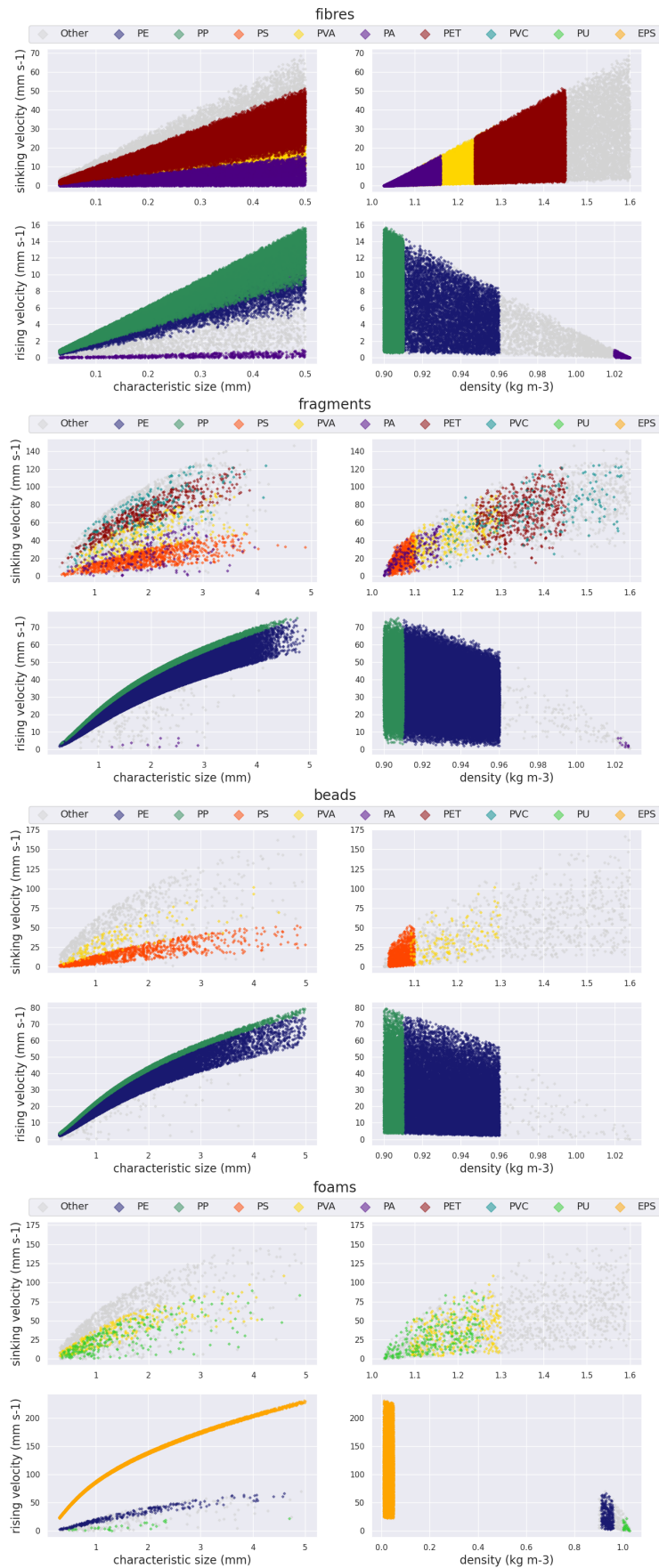


FIGURE 3.10 – Ces graphiques montrent la répartition des vitesses de flottabilité des particules déployées dans notre modèle selon leur forme et les types de polymère qui les composent. Cette composition-type tient compte de la répartition statistique entre les différentes classes de tailles, de types de polymères et de formes de MP déterminée dans la Section 3.2.1.

Comparaison des valeurs moyennes modélisées aux valeurs expérimentales

La vitesse moyenne d'ascension calculée pour les fragments est égale à 0.035 m.s^{-1} (Tableau 3.2), cette valeur est légèrement plus élevée que les vitesses moyennes d'ascension déterminées expérimentalement par [Kooi et al. \(2016\)](#), comprises entre 0.009 et 0.019 m.s^{-1} . Ceci est dû au fait que nous calculons les vitesses d'ascension avec la même formule que les vitesses de chute or les observations semblent montrer qu'en valeur absolue, pour un même écart entre la masse volumique d'une particule et la masse volumique de l'eau, les vitesses d'ascension sont légèrement plus faibles que les vitesses de chute, lié au rapport entre les forces qui s'appliquent à la particule (poids et poussée d'Archimède). En revanche cet écart n'existe plus pour les fibres et les lignes, la vitesse d'ascension moyenne obtenue avec notre méthode de calcul est de 0.006 m.s^{-1} (Tableau 3.2) ce qui correspond à l'intervalle déterminé expérimentalement par [Kooi et al. \(2016\)](#) qui se situe entre 0.006 et 0.008 m.s^{-1} .

La vitesse de chute moyenne calculée pour les fragments est égale à -0.049 m.s^{-1} . Elle est incluse dans l'intervalle de valeurs expérimentales pour les polymères de haute densité ($\approx 1130 \text{ kg.m}^{-3}$) observées par [Khatmullina et Isachenko \(2017\)](#), allant de -0.097 à -0.014 m.s^{-1} avec une vitesse de chute moyenne de -0.060 m.s^{-1} . Nos résultats pour les billes et les fibres sont également proches des valeurs expérimentales de [Khatmullina et Isachenko \(2017\)](#), avec des vitesses de chute moyennes pour les billes égales à -0.031 m.s^{-1} et -0.060 m.s^{-1} , respectivement, et pour les fibres égales à -0.014 m.s^{-1} et -0.016 m.s^{-1} , respectivement.

TABLE 3.2 – Valeurs extrêmes (min, max) et valeurs moyennes pour les particules denses ("D. MP" ayant des vitesses de chute) et les particules flottantes ("F. MP" ayant des vitesses d'ascension). Ces valeurs sont calculées pour l'échantillon des 280 192 particules lagrangiennes émises quotidiennement par le Rhône dans nos simulations (basées sur la distribution des w_s illustrée sur les Figures 3.9 et 3.10). w_s désigne les vitesses verticales de flottabilité des MP et d_{eq} la taille caractéristique des MP correspond au diamètre des particules pour les billes et les mousses, à la longueur des particules pour les fibres et à la racine cubique de l'axe le plus long multiplié par l'axe intermédiaire multiplié par l'axe le plus court pour les fragments.

	$w_s \text{ (m.s}^{-1}\text{)}$				density (kg.m ⁻³)				$d_{eq} \text{ (mm)}$				length (mm)			
	min	max	mean D. MP	mean F. MP	min	max	mean D. MP	mean F. MP	min	max	mean D. MP	mean F. MP	min	max	mean D. MP	mean F. MP
All MP	-0.17	0.23	-0.016	0.031	100	1600	1275	868	0.03	5	0.37	1.39	0.3	5	1.50	1.54
Fibres	-0.07	0.016	-0.014	0.006	900	1600	1280	915	0.03	0.5	0.26	0.27	0.3	5	1.50	1.51
Fragments	-0.15	0.075	-0.049	0.035	900	1600	1230	930	0.25	5	1.92	1.93	0.3	5	1.52	1.56
Beads	-0.17	0.079	-0.031	0.027	900	1600	1180	930	0.30	5	1.53	1.50	0.3	5	1.53	1.50
Foams	-0.17	0.23	-0.043	0.10	10	1600	1270	70	0.30	5	1.47	1.51	0.3	5	1.47	1.51

3.3 Résultats : dispersion du panache du Rhône

3.3.1 Pas de temps de calcul des trajectoires

Le pas de temps de calcul du déplacement des particules doit être choisi dans les simulations de suivi lagrangien. Il représente le temps écoulé entre le calcul de deux positions successives des particules libérées dans les champs de vitesse eulériens. Par défaut, ce pas de temps est égal au pas de temps interne utilisé pour le calcul des courants, qui est de 200 secondes dans la configuration de SYMPHONIE qui nous permet de calculer les champs eulériens utilisés ici. L'objectif de tester plusieurs pas de temps est d'évaluer la perte de précision des trajectoires des particules par rapport au gain de temps de calcul de la simulation. En effet, l'objectif du chapitre suivant sera de libérer un nombre important de particules sur tout le pourtour méditerranéen et

sur de longues périodes, il sera donc nécessaire de calculer moins de positions sur les trajectoires des particules afin de gagner du temps de calcul.

Pour des résolutions de grille horizontale de 4 et 8 km, similaires à celle utilisée ici, [Stanev et Ricker \(2019\)](#) et [Collins et Hermes \(2019\)](#) ont intégré les trajectoires des particules sur des pas de temps horaires dans la mer Noire et autour de la pointe de l’Afrique du Sud, respectivement. Pour le suivi lagrangien dans des bassins océaniques plus vastes et des périodes plus longues, les pas de temps de calcul du déplacement peuvent atteindre 1 à 5 jours comme cela a été fait par [Maximenko et al. \(2012\)](#) à l’échelle mondiale avec une grille de $0,5^\circ (\approx 55 \text{ km})$. L’étude de modélisation la plus récente en mer Méditerranée a utilisé un modèle de circulation océanique à haute résolution ($\approx 3 \text{ km}$) avec un pas de temps d’intégration de 15 min ([Soto-Navarro et al., 2020](#)). Pour nos simulations de suivi lagrangien des particules émises par le Rhône en mer Méditerranée, nous avons ainsi testé des pas de temps entre 200 sec et 40 min sur une période d’intégration de 1 an.

Deux expériences ont été menées avec des pas de temps variable, appelées dans la suite, expérience d’hiver et expérience d’été. L’expérience d’hiver consiste en un largage de 280 192 particules par jour pendant 31 jours à l’embouchure du Rhône, du 1er février au 3 mars. L’expérience d’été consiste en un largage de 280 192 particules par jour pendant 31 jours à l’embouchure du Rhône, sur tout le mois d’août. Un total de 8 685 952 particules lagrangiennes ont ainsi été libérées pendant 1 mois dans chaque simulation. Dans les deux cas, les simulations durent 1 an à compter du dernier déploiement de particules. Les positions des particules sont enregistrées tous les 10 jours (364 809 984 positions en sortie).

L’augmentation du pas de temps de calcul des trajectoires permet de réduire significativement le temps de calcul. Par exemple, le temps de simulation est divisé par 6 en passant de $Dt = 200 \text{ sec}$ à $Dt = 800 \text{ sec}$ (Figure 3.11a). Notons que l’augmentation du pas de temps n’entraîne pas une perte significative de la précision du modèle dans la répartition des MP sur l’ensemble du bassin méditerranéen à l’échelle d’une année. Pour quantifier les différences entre les scénarios de dispersion des particules lorsque l’on augmente le pas de temps, des taux d’erreur ont été calculés en prenant la simulation obtenue avec le plus petit pas de temps comme référence, i.e. le pas de temps de calcul des courants $Dt = 200 \text{ sec}$. Pour cela, nous avons compté le nombre de positions de particules par maille de grille pour obtenir des grilles de densités de particules. Ces grilles de densité ont en-

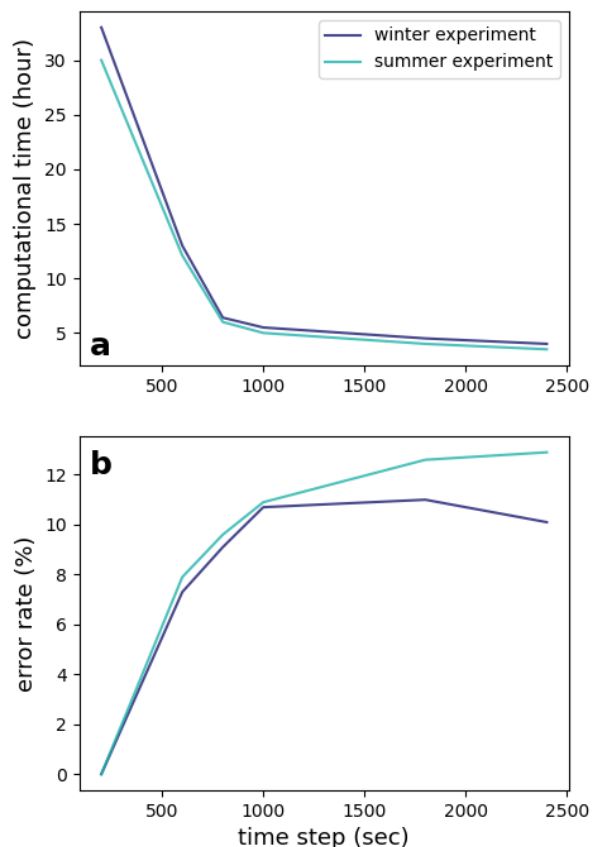


FIGURE 3.11 – Temps de calcul et taux d’erreur associé pour plusieurs pas de temps d’intégration utilisés pour calculer les trajectoires des particules dans les simulations. Les taux d’erreur ont été calculés en prenant la simulation obtenue avec le plus petit pas de temps comme référence (i.e. $Dt = 200 \text{ sec}$) : nous avons compté le nombre de positions de particules par maille de grille pour obtenir des grilles de densités de particules qui ont ensuite été soustraites aux grilles de densité issues de la simulation de référence puis divisées par le nombre total de particules.

suite été soustraites aux grilles de densité issues de la simulation de référence puis divisées par le nombre total de particules. Le taux d'erreur moyen par maille de grille non nul est compris entre 0,0004 et 0,0006 %. En additionnant les taux d'erreur par maille de grille sur l'ensemble du bassin et sur toute la période de simulation, on obtient des taux d'erreur cumulés compris entre 7 et 13 % en fonction du pas de temps testé et de l'expérience saisonnière considérée (Figure 3.11b). Quel que soit le pas de temps de calcul, une centaine de particules ont quitté la Méditerranée par le détroit de Gibraltar pour rejoindre l'océan Atlantique. En revanche, les taux d'échouage des particules étaient nettement accentués avec des pas de temps supérieurs à 800 secondes.

Finalement, un pas de temps supérieur à 800 secondes permet de réduire le temps de calcul d'un facteur 6 avec un taux d'erreur associé d'environ 10 % réparti sur toute la grille et toute la période de simulation, considérée comme acceptable pour notre application. Les vitesses moyennes journalières des courants ne dépassent pas $1,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (valeurs rares que l'on trouve principalement dans le détroit de Gibraltar) et la taille minimale d'une maille de la grille est d'environ 1,45 km. Par conséquent, avec un pas de temps de déplacement de 800 secondes, les particules ne peuvent pas parcourir une distance supérieure à une maille de grille en un seul pas de temps d'intégration. Nous considérons donc la valeur de pas de temps de 800 secondes (i.e. $\approx 13 \text{ min}$) comme étant le meilleur compromis entre temps de calcul et précision des trajectoires calculées par le modèle.

3.3.2 Comparaison saisonnière de la dispersion des MP en surface

Dans la suite, nous comparons la dispersion des MP émis par le Rhône obtenue pour les expériences d'hiver et d'été. Les résultats des simulations numériques ont été traités pour produire des cartes de densité de MP en mer Méditerranée. La Figure 3.12 montre les cartes de probabilité de présence des particules rejetées par le Rhône en février 2013 pour l'expérience d'hiver et en août 2013 pour l'expérience d'été. Elles sont calculées en enregistrant les positions des particules tous les 10 jours pendant une année d'advection et en comptant le nombre de positions dans chaque maille de la grille pour former des histogrammes 2D. Ces histogrammes de densité sont ensuite normalisés par le nombre total de positions de particules pour obtenir des cartes de probabilité de présence (van Sebille et al., 2018). La saisonnalité des courants a un fort impact sur la dispersion des MP rejetés par le Rhône, les scénarios obtenus pour les expériences d'hiver et d'été sont donc très différents.

Les probabilités de présence des particules flottantes en mer des Baléares sont plus fortes après un largage en hiver alors que leur accumulation au large du Golfe du Lion et en mer Ligure est accentuée après un largage en été (Figure 3.12). Les particules larguées en été atteignent le bassin oriental plus rapidement que celles larguées en hiver : les probabilités de présence en mer Ionienne sont 10 fois plus fortes dans l'expérience d'été par rapport à l'expérience d'hiver. En effet, au bout de 7 mois d'advection, certaines particules larguées en été ont déjà atteint le bassin Levantin alors que les particules larguées en hiver rejoignent tout juste la Mer Ionienne (observé plus loin sur la Figure 3.14). Ces différences dans la répartition des particules sur l'ensemble de la mer Méditerranée entre les deux expériences semblent se jouer dès leur largage à l'embouchure du Rhône dans le Golfe du Lion.

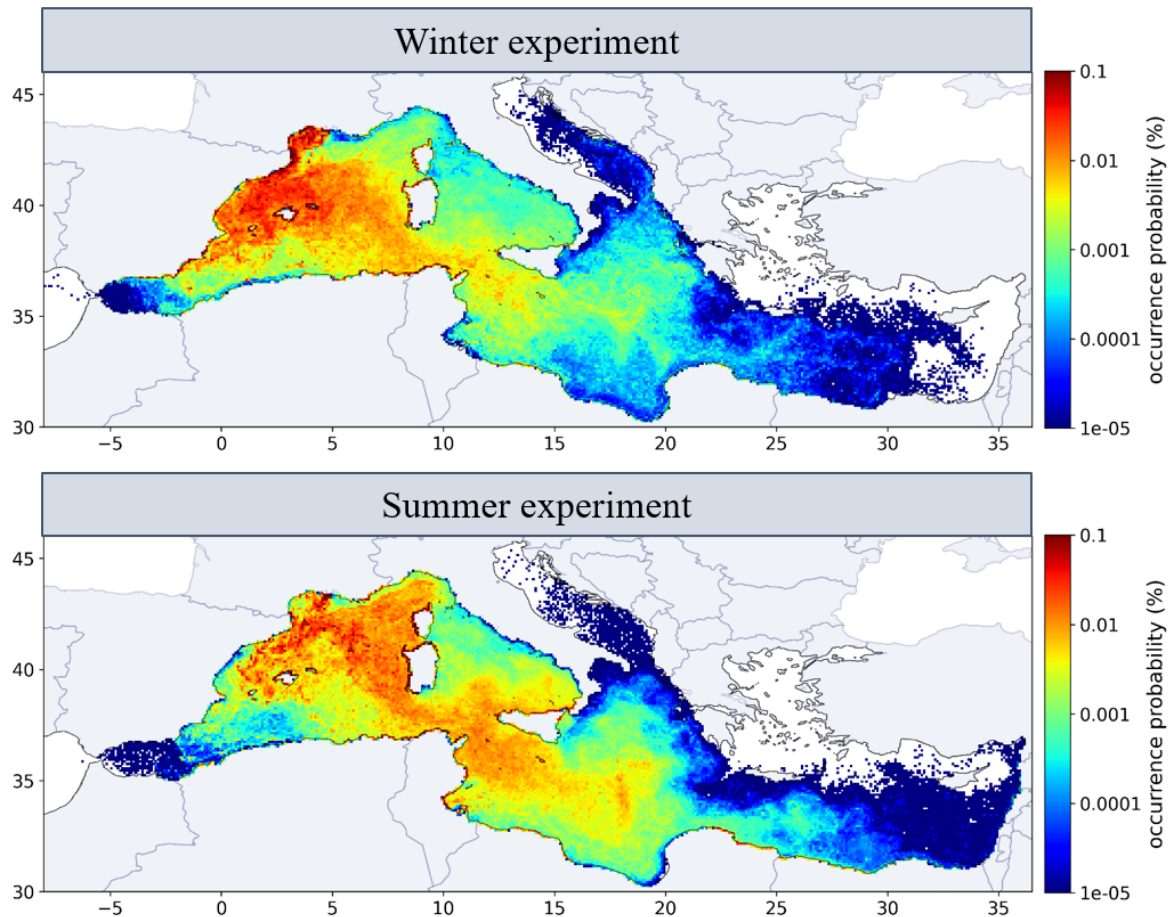


FIGURE 3.12 – Cartes de probabilité de présence (résolution 0.1°) montrant les trajectoires préférentielles des particules flottantes déployées pendant un mois au voisinage de l'embouchure du Rhône et advectées pendant 1 an dans les champs de courants calculés par le modèle hydrodynamique SYMPHONIE. La somme des probabilités de toutes les mailles est égale à 100 %. L'expérience d'hiver repose sur un largage de particules en février 2013 et l'expérience d'été en août 2013 (280 192 particules sont déployées chaque jour). Seules les particules flottantes ayant une flottabilité positive ont été cartographiées ici, elles représentent 65 % du flux total rejeté par le Rhône et ont des vitesses d'ascension comprises entre 10^{-5} et 0.24 m.s^{-1} . Pour plus d'informations sur les caractéristiques des particules flottantes déployées dans nos simulations, se référer aux Figures 3.9 et 3.10.

3.3.2.1 Transport des MP flottants sur le plateau du Golfe du Lion

Sur le plateau du Golfe du Lion, les courants de surface sont principalement induits par le vent. Pendant le mois de février, ceux-ci sont principalement de nord-ouest puis en mars, les vents de sud-est deviennent fréquents et forts au détriment des vents continentaux. La Figure 3.13 montre que la circulation qui en résulte est principalement cyclonique (surtout en mars), balayant le plateau continental. Ceci se traduit une semaine après le dernier largage par une accumulation de particules sur la côte ouest du Golfe du Lion et dans le Golfe de Rosas (Figure 3.14). Cette situation est propice à un fort échouage le long de ces côtes.

En août et septembre, les vents dominants sont d'ouest - nord-ouest et leur intensité est plus faible. Les courants moyennés sur le mois font apparaître deux cellules anticycloniques, respectivement sur l'ouest et le nord du Golfe du Lion convergeant au droit du Cap d'Agde (Figure 3.13). Une semaine après le dernier largage, cette situation a conduit à une accumulation des particules dans l'anticyclone situé au Nord (Figure 3.14). Les concentrations y sont, environ

2 ordres de grandeur supérieures à celles des eaux un peu plus au sud. Cependant un mois plus tard, cet anticyclone n'existe plus et les particules ont été évacuées vers le sud-ouest. Nous constatons que contrairement au largage d'hiver, l'ouest du Golfe du Lion est plutôt protégé par la cellule anticyclonique qui dévie les particules.

Ce qui transparaît finalement ici est le caractère éphémère des zones d'accumulation sur le plateau du Golfe du Lion au gré des conditions météorologiques très variables.

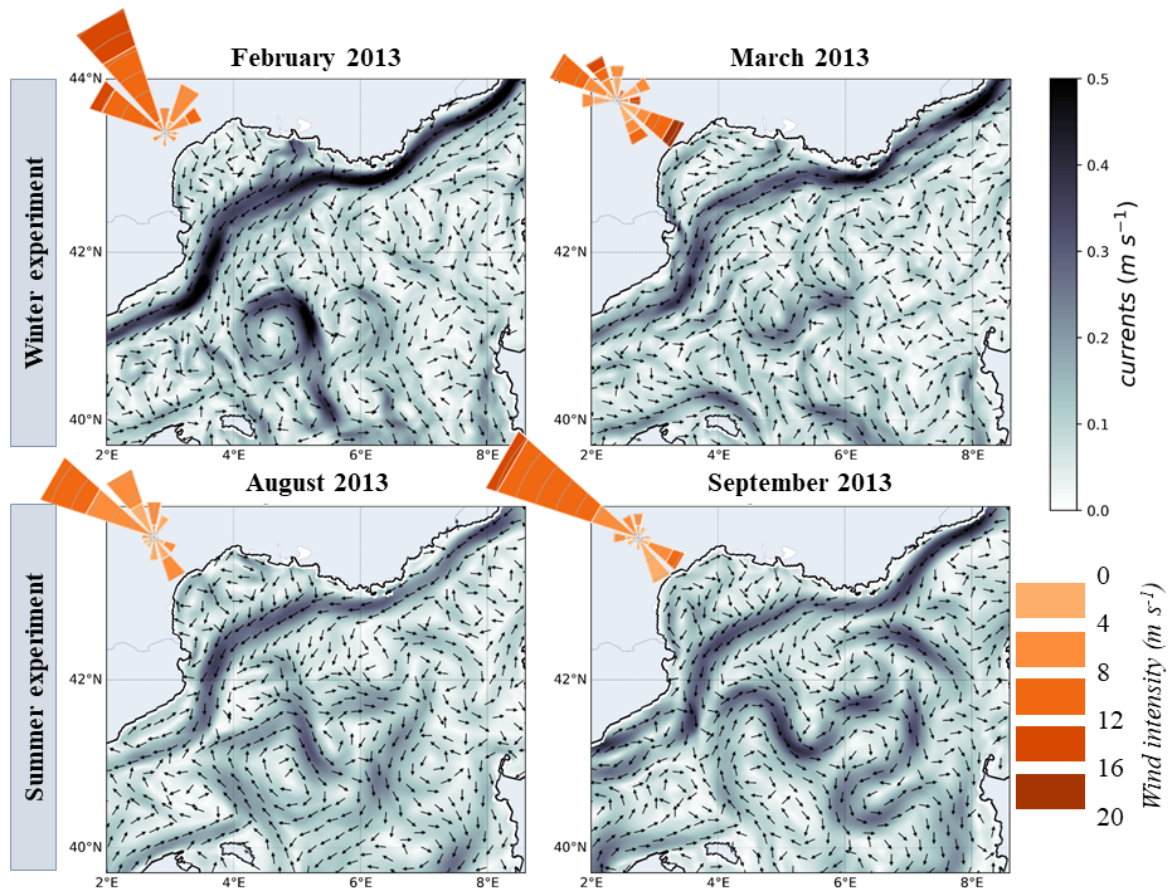


FIGURE 3.13 – Vitesses des courants de surface dans le Golfe du Lion moyennés sur les mois de février, mars, août et septembre 2013 et roses des vents moyennés sur les mois de février, mars, août et septembre 2013 dans le Golfe du Lion. La couleur des flèches qui composent les roses des vents indique l'intensité du vent et leur taille indique la quantité de vent.

3.3.2.2 Transport des MP flottants en Méditerranée nord-occidentale

A plus grande échelle, celle du bassin Nord-Occidental, le destin des particules diffère notablement entre hiver et été en raison des caractéristiques contrastées de la circulation générale. A l'inverse du plateau où les constantes de temps associées aux courants sont courtes, nous avons affaire ici à une variabilité saisonnière qui pose une empreinte forte sur la distribution des particules. Le Courant Nord qui longe le talus continental du Golfe du Lion est tout d'abord plus fort en hiver qu'en été (Carret et al., 2019; Birol et al., 2010; Sammari et al., 1999; Alberola et al., 1995) avec des courants de $0.5 m.s^{-1}$ contre $0.3 m.s^{-1}$ (Figure 3.13). Ce courant suit ensuite le talus de la Mer des Baléares puis une partie sort vers le bassin Algérien à Ibiza tandis que l'autre partie remonte le long des Baléares pour ensuite obliquer vers le Sud en tournant autour de Minorque.

Carret (2019) a observé à partir d’une simulation pluriannuelle de SYMPHONIE des situations de recirculation vers l’Est du Courant Nord au niveau de la sortie sud-ouest du Golfe du Lion (vers 3°E). Elle a noté que ces recirculations ont plutôt lieu à la fin de l’été et en automne avec une forte variabilité interannuelle. Sur les figures d’été présentées sur la Figure 3.13, on voit qu’une partie du Courant Nord rejoint la branche nord Baléares qui forme un méandre vers le Nord et ferme ainsi la circulation cyclonique du sous bassin formant le front Nord-Baléares. La distribution des particules au mois d’octobre de l’expérience d’été (Figure 3.14) illustre l’empreinte de ce mécanisme qui conduit à transporter préférentiellement les particules le long de cette branche de courant plutôt que vers la Mer des Baléares comme c’est le cas dans l’expérience d’hiver. Les particules sont ensuite advectées vers le Sud par des courants qui finalement longent la Sardaigne vers le Sud dans une situation d’upwelling provoquée par les vents de nord-ouest. Cette situation, proche de celle décrite par Bosse et al. (2015), est propice à un export rapide vers le bassin oriental tandis que 3 mois après les déploiements hivernaux, la majorité des particules sont encore piégées dans la Mer des Baléares.

3.3.2.3 Rôle de la sub-mésoséchelle

La comparaison des cartes de concentration des particules flottantes entre été et hiver après une semaine et après un mois de largage (Figure 3.14) montre clairement l’impact de la sub-mésoséchelle sur la dispersion des MP. La sub-mésoséchelle décrit les structures de courants transitoires qui s’étendent sur quelques kilomètres seulement (1-10 km) tels que les filaments, méandres et petits tourbillons. Sur les figures, les particules sont en effet regroupées majoritairement le long des structures frontales comme le front Nord-Baléares et plus généralement dans des filaments. L’impact de la dynamique frontale est plus visible sur les figures d’été car la mésoséchelle et la sub-mésoséchelle sont moins développées en été qu’en hiver.

Comme l’ont montré Gula et al. (2014), la profondeur de la couche de mélange régule la quantité d’énergie potentielle disponible pour produire la sub-mésoséchelle qui est liée à l’instabilité de cette couche de mélange. Le refroidissement hivernal de l’océan par l’atmosphère a pour effet d’augmenter le mélange, l’épaisseur de la couche de mélange et donc les structures de sub-mésoséchelle. A l’inverse, le réchauffement estival entraîne une stratification de la couche de surface donc une diminution de la profondeur de la couche de mélange et de l’activité de sub-mésoséchelle. Toutefois, cela est surtout vrai dans la soupe de sub-mésoséchelle qui est une zone loin des forts courants où les petites lignes de courants sont abondantes, plus chaotiques et les structures comme les tourbillons sont moins identifiables. Gula et al. (2014) ont, de plus, remarqué que la sub-mésoséchelle associée au fort courant qu’est le Gulf Stream est moins sensible aux forçages de surface car elle est davantage liée aux gradients de courant et à la turbulence de mésoséchelle. Ceci explique donc qu’en été les particules se dispersent préférentiellement le long du front Nord Baléares où est principalement localisée la sub-mésoséchelle à cette saison tandis qu’en hiver de nombreuses particules sont présentes dans la soupe de sub-mésoséchelle produite par le fort mélange vertical hivernal dans la zone de convection située au sud du Golfe du Lion et même au-delà.

Notons que la flottabilité positive des particules traitées ici joue un rôle important dans ce piégeage dans la mesure où le front est caractérisé par une convergence des flux de surface qui entraîne une plongée rapide des eaux de surface au milieu des filaments avec des vitesses verticales instantanées de l’ordre de 1 cm.s^{-1} (Gula et al., 2014). Si les particules étaient passives, elles seraient donc entraînées en profondeur tandis que dans le cas des MP flottants, les particules tendent à s’accumuler dans cette zone de convergence de surface.

Le front Nord-Baléares qui sépare les masses d’eau plus chaudes du bassin Algérien de celles plus froides du bassin Nord-Occidental est une voie majeure de transferts en été et en automne.

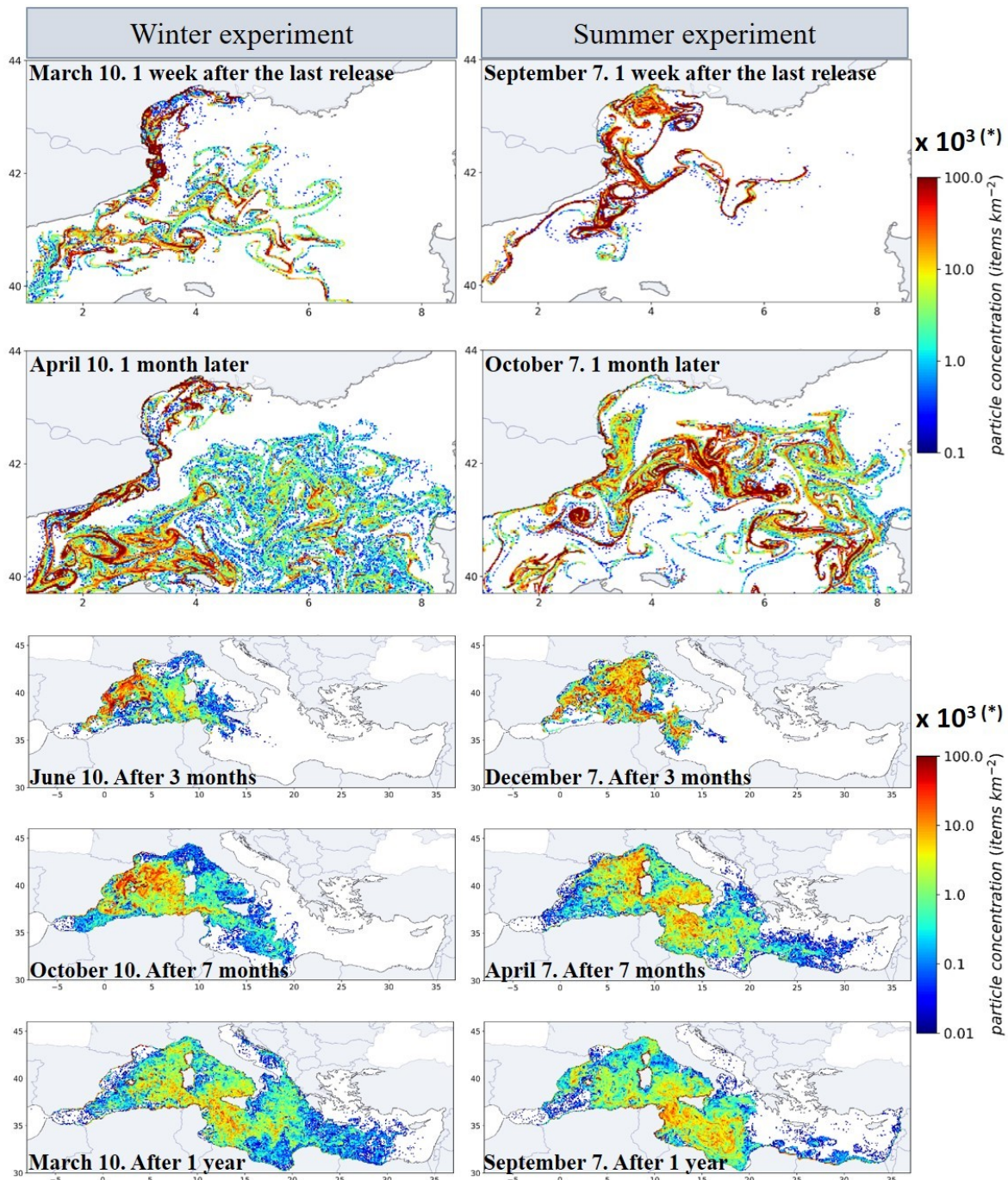


FIGURE 3.14 – Cartes de concentration moyenne des MP flottants émis par le Rhône pour différents temps de simulation. Les cartes sont obtenues en comptant le nombre de particules dans chaque maille de la grille (grille régulière $0,05^\circ$) et en divisant la densité de particules ainsi obtenue par la surface de la maille en km^2 . Seules les particules flottantes sont cartographiées ici, elles représentent 65 % des apports totaux (Figures 3.9 et 3.10). (*) Afin de retrouver le flux prédit par le modèle d'apports fluviaux pour le Rhône, les concentrations doivent être multipliées par 1000 puisque chaque particule larguée dans les simulations représente 1000 MP.

Les particules y sont beaucoup plus regroupées. Après un mois de déploiement, les gradients de concentration entre les filaments du front Nord Baléares et leur environnement sont nettement plus forts pour les particules déployées en été que leur équivalent en Mer des Baléares en hiver (Figure 3.14).

3.3.3 Comparaison saisonnière de la dispersion des MP en profondeur

3.3.3.1 Transport des MP denses sur le plateau du Golfe du Lion

Concernant la dispersion des particules denses dans la colonne d'eau, en profondeur et au voisinage du fond, les différences sont moins marquées entre les expériences hiver et été. La dispersion des particules denses en été diffère nettement de la dispersion des particules flottantes en été et se rapproche plus du scénario de dispersion des particules flottantes déployées l'hiver (Figure 3.15). Cela dit, leur dispersion est beaucoup plus lente, c'est pourquoi après 1 an d'advection, les particules denses atteignent tout juste le bassin Algérien et la mer d'Alboran. Notons que dans les simulations exploitées dans notre étude, la sédimentation des particules n'est pas autorisée, c'est-à-dire que les particules ne peuvent pas s'immobiliser sur le fond. Les particules denses qui atteignent le fond sont maintenues dans la dernière maille d'eau où les courants sont néanmoins très faibles.

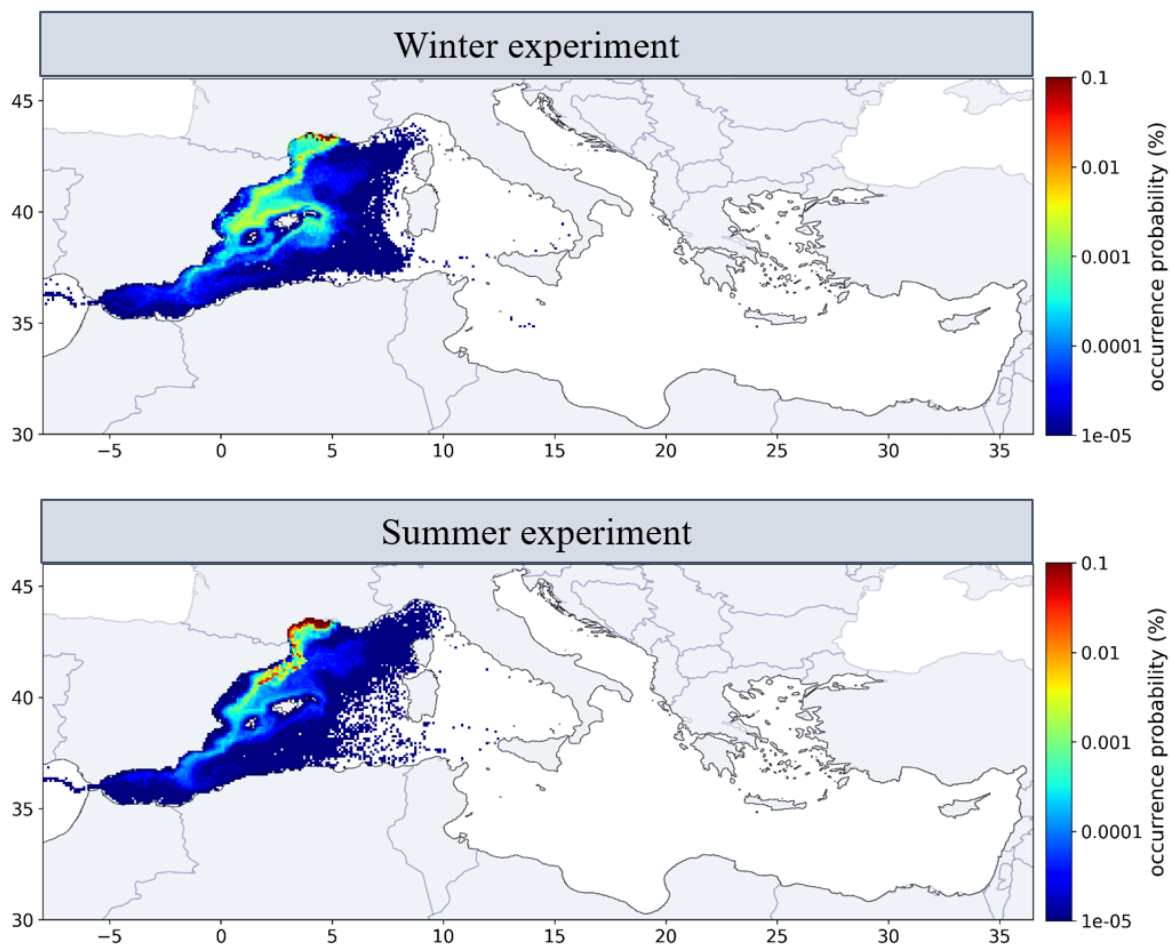


FIGURE 3.15 – Cartes de probabilité de présence (résolution 0.1°) montrant les trajectoires préférentielles des particules denses déployées pendant un mois au voisinage de l'embouchure du Rhône et advectées pendant 1 an dans les champs de courants calculés par le modèle hydrodynamique SYMPHONIE.

La somme des probabilités de toutes les mailles est égale à 100 %. L'expérience d'hiver repose sur un largage de particules en février 2013 et l'expérience d'été en août 2013 (280 192 particules sont déployées chaque jour). Seules les particules denses ont été cartographiées ici, elles représentent 35 % du flux total rejeté par le Rhône et ont des vitesses de chute comprises entre -10^{-5} et -0.18 m.s^{-1} . Pour plus d'informations sur les caractéristiques des particules denses déployées dans nos simulations, se référer aux Figures 3.9 et 3.10.

A proximité du fond, l'intensité des courants est jusqu'à deux fois plus faible qu'en surface (Figure 3.17). Au niveau du plateau, l'export des particules vers le large est donc restreint et

dans les deux expériences, hiver et été, la majorité des particules denses restent bloquées sur le plateau, dans la zone côtière entre 0 et 20 m de profondeur (86 % en hiver et 88 % en été après 1 an d'advection). Néanmoins, les particules larguées l'été sont principalement dirigées vers les côtes du Golfe du Lion situées à l'ouest du Rhône tandis que celles larguées l'hiver restent piégées dans le prodelta situé immédiatement en aval de l'embouchure du fleuve ou s'échouent directement sur les côtes avoisinant l'embouchure (Figure 3.15). En effet, en hiver, le débit du Rhône est fort et un afflux d'eau salée au fond remonte vers l'embouchure en dessous du panache d'eau douce provenant du fleuve. Nous remarquons d'ailleurs sur la Figure 3.16 que la profondeur moyenne des particules reste autour de 20 m, ce qui montre que la majorité des particules sont maintenues tout au long de la simulation proche des côtes à des profondeurs faibles.

Au contraire en période d'étiage, ce courant de fond qui remonte directement vers l'embouchure du fleuve en dessous du panache d'eau douce n'existe plus et, sous l'effet de la circulation résiduelle du Courant Nord, les particules sont redirigées en masse vers l'ouest du plateau après 1 semaine de simulation (Figure 3.17). Cette situation se traduit sur la Figure 3.16 par une diminution brusque de la profondeur moyenne des particules jusqu'à 70 m lorsqu'elles s'éloignent du Rhône pendant toute la durée du déploiement du 1er au 31ème jour de simulation. Les particules ainsi accumulées au centre du Golfe du Lion sont ensuite entraînées par des courants essentiellement dirigés vers les côtes qui les font s'échouer sur le littoral nord et ouest du Golfe du Lion, de la Camargue au Cap de Creus (Figure 3.15). Cet échouage massif différé se traduit sur la Figure 3.16 par une ré-augmentation brusque un mois plus tard de la profondeur moyenne des particules autour de 10 m de profondeur.

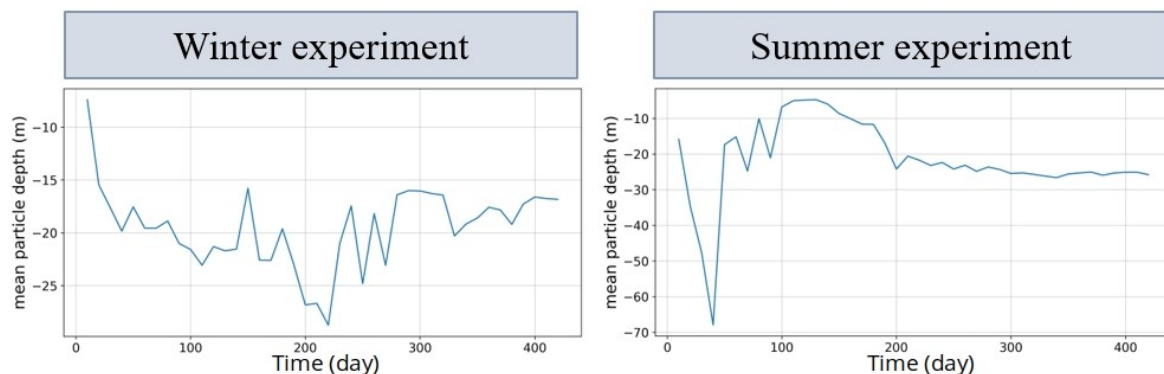


FIGURE 3.16 – Évolution temporelle de la profondeur moyenne des particules denses dans le bassin Nord-Occidental pendant 1 an d'advection pour les expériences d'hiver et d'été.

L'intensité des courants de fond sur le plateau est moins forte en été qu'en hiver (Figure 3.17). De plus, les courants de fond en été sur le plateau sont plutôt orientés vers l'intérieur du Golfe du Lion suivant une circulation cyclonique alors qu'en hiver on observe une circulation anticyclonique au droit de l'embouchure du Rhône qui rejoint le Courant Nord. La branche de courant au large du Cap de Creus qui participe à évacuer les particules hors du Golfe du Lion est également beaucoup plus intense en hiver qu'en été. Les particules qui ne se sont pas échouées sont donc plus rapidement exportées hors du plateau en hiver qu'en été.

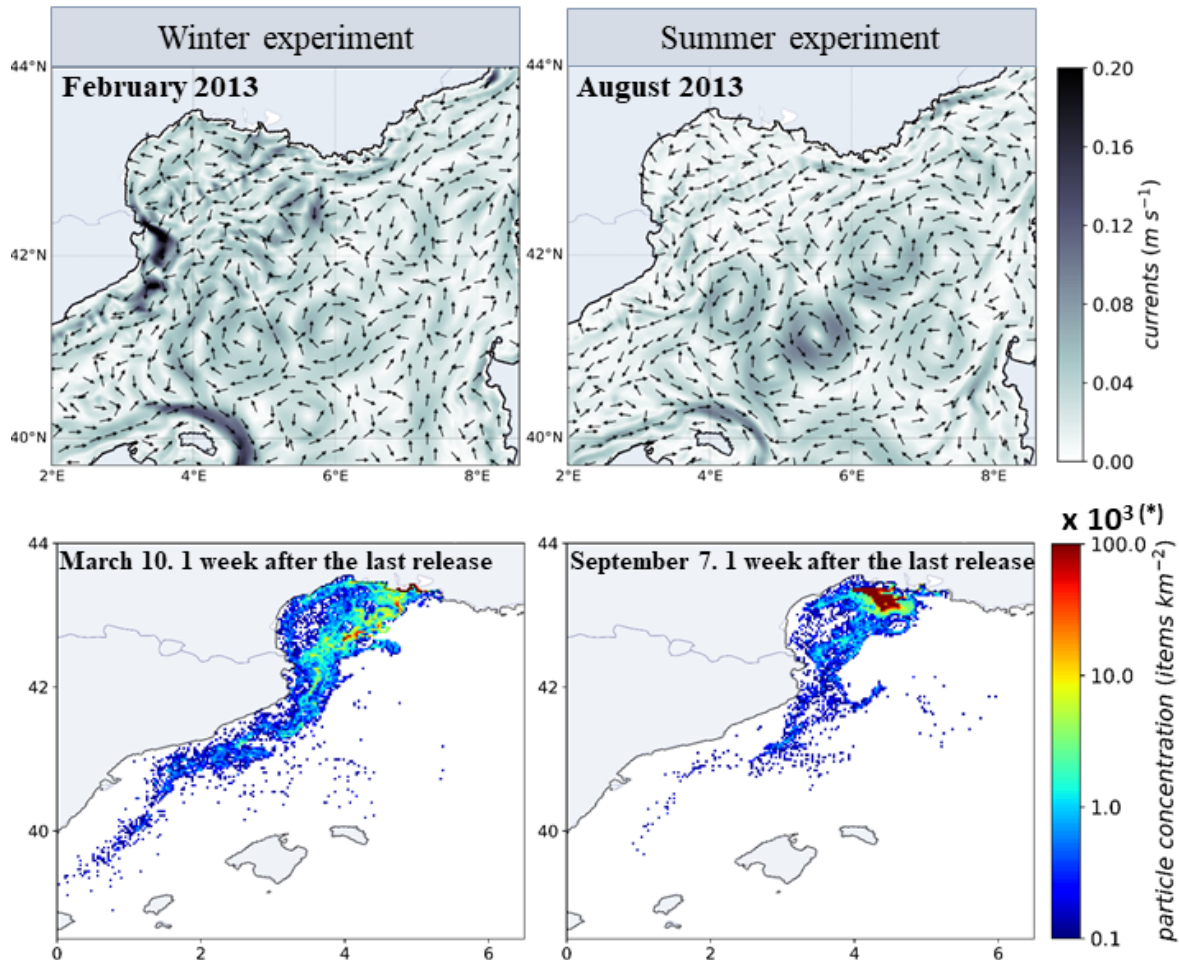


FIGURE 3.17 – Intensité des courants de fond dans le Golfe du Lion moyennés sur les mois de février et août 2013 et concentrations de MP dans le Golfe du Lion une semaine après le dernier déploiement de particules à l'embouchure du Rhône, i.e. au 38ème jour de simulation. (*) Afin de retrouver le flux prédit par le modèle d'apports fluviaux pour le Rhône, les concentrations doivent être multipliées par 1000 puisque chaque particule larguée dans les simulations représente 1000 MP.

3.3.3.2 Transport des MP denses en Méditerranée nord-occidentale

Ainsi, les particules qui parviennent à sortir du plateau sont principalement dirigées en Mer des Baléares aux deux saisons ce qui est assez conforme à la dispersion de surface en hiver mais pas du tout en été. En raison du mélange vertical plus intense en hiver, les courants ont une structure plutôt barotrope (constante avec la profondeur) tandis qu'en été la couche de surface concentre plus l'effet du vent. L'homogénéisation verticale n'est cependant pas la seule explication. En effet, associée à l'inclinaison des fronts marquant le dôme de densité, la structure verticale des veines de courant du Courant Nord et du front Nord-Baléares n'est pas verticale mais inclinée (Figure 3.18). Nous avons vu qu'en surface une partie du Courant Nord recircule vers l'Est le long du front Nord-Baléares à la faveur d'un méandre. La Figure 3.18 au voisinage de cette structure montre une section verticale de densité à laquelle est superposée la composante U du courant. Le dôme de densité caractérisant le gyre cyclonique de Méditerranée nord-occidentale est bien visible avec, sur son flanc nord (à droite), le Courant Nord dirigé vers l'Ouest (vitesses négatives) et, sur son flanc sud (à gauche), le courant associé au front Nord-Baléares (vitesses positives). En surface, le cisaillement horizontal de vitesse est nettement plus fort qu'en profondeur : la distance entre les isolignes $\pm 0.1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ est 4 fois plus importante à 60

m qu'en surface. Les particules plus denses transportées en subsurface dans le Courant Nord ne recirculent donc pas vers l'Est et restent canalisées le long du talus Catalan en Mer des Baléares.

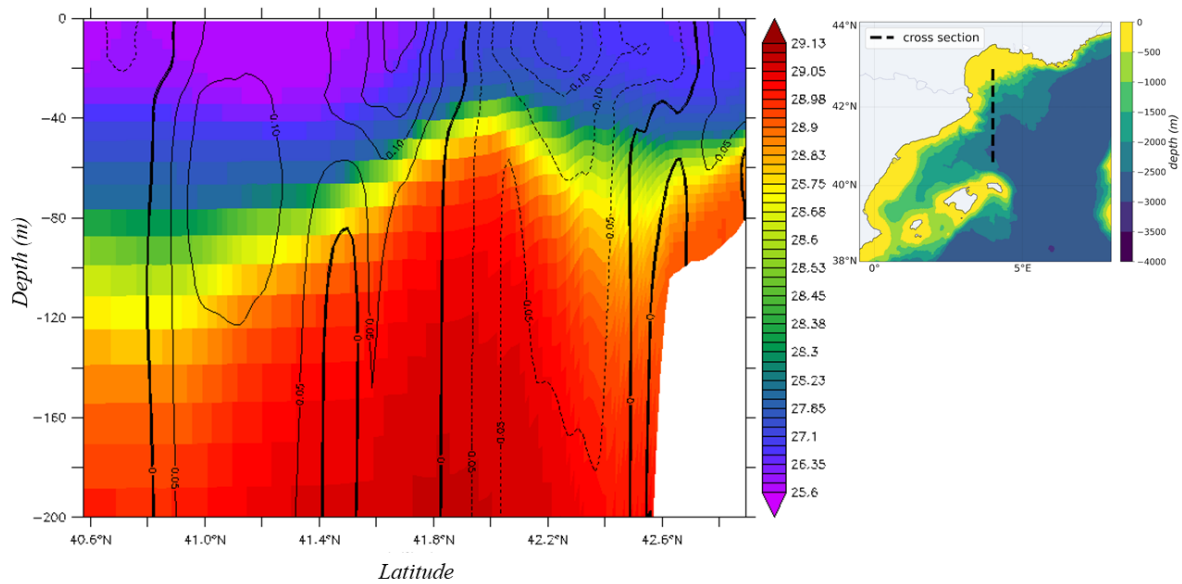


FIGURE 3.18 – Coupe verticale représentant la densité des masses d'eau. Les isolignes représentent la composante U du courant. La coupe est perpendiculaire au front Nord-Baléares et au Courant Nord jusqu'au talus continental du Golfe du Lion situé à droite. Les isolignes en pointillés représentent les vitesses négatives du Courant Nord (à droite) dirigé vers l'Ouest et les traits pleins les vitesses positives du courant associé au front Nord-Baléares (à gauche) dirigé vers l'Est.

Plus en aval, nous constatons que les particules larguées en hiver atteignent plus rapidement le plancher océanique de la mer des Baléares. La Figure 3.19 montre que certaines particules larguées l'hiver atteignent des profondeurs de plus de 1000 m dès 30 jours d'advection alors que celles larguées l'été mettent plus d'une centaine de jours avant d'atteindre de telles profondeurs. Dans les deux expériences, les histogrammes sur la profondeur montrent une accumulation des particules entre 1200 m et 1500 m de profondeur, ce qui correspond au plancher océanique entre Ibiza et la côte Espagnole entre 39 et 40 degrés de latitude. A de telles profondeurs, un grand nombre de particules denses ne parviennent pas sortir au détroit d'Ibiza car la profondeur du détroit n'est que d'environ 800 m. Les particules denses piégées au nord du détroit remontent donc par le Courant des Baléares puis suivent le talus vers le sud en contournant Minorque comme le font les particules flottantes l'hiver mais la distance parcourue est beaucoup plus faible (Figure 3.19).

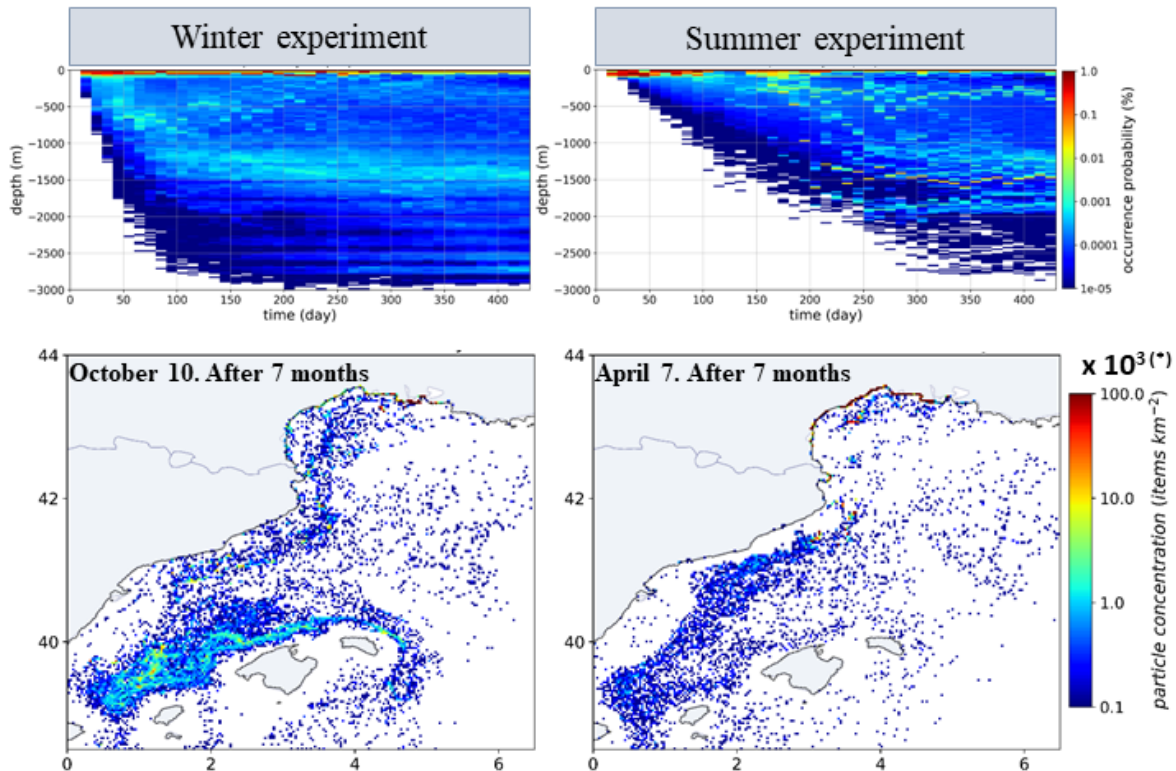


FIGURE 3.19 – Évolution temporelle des profondeurs atteintes par les particules denses dans le bassin Nord-Occidental pendant 1 an d'advection (histogrammes 2D) et densités de particules en profondeur après 7 mois de simulations pour les expériences d'hiver et d'été. (*) Afin de retrouver le flux prédit par le modèle d'apports fluviaux pour le Rhône, les concentrations doivent être multipliées par 10^3 puisque chaque particule larguée dans les simulations représente 10^3 MP.

3.3.4 Echouage à la côte

Dans nos simulations, lorsque les particules atteignent la côte sous certaines conditions hydrodynamiques, c'est-à-dire les mailles de terre de la grille où les courants sont nuls, elles sont considérées comme échouées. Cela signifie qu'elles ne peuvent pas être remobilisées par la suite (sauf sous des conditions extrêmes de vent) et qu'elles restent en général dans cette position jusqu'à la fin de la simulation. Cette hypothèse forte se justifie en Méditerranée où la marée est négligeable. De plus, les particules échouées qui sont potentiellement remobilisées par la suite sous l'action des vagues demeurent majoritairement en zone côtière et finissent par s'échouer à nouveau quelques km plus loin (Zhang, 2017). L'échouage est ainsi considéré comme l'un des principaux puits de MP en mer Méditerranée (Thiel et al., 2013 ; Liubartseva et al., 2018 ; Macias et al., 2019 ; van Sebille et al., 2020).

La Figure 3.20 montre l'évolution au cours du temps du taux de particules échouées ainsi que le taux de particules présentes dans les 10 km de bande côtière. Alors qu'après 1 an de simulation (jour 400 de la Figure 3.20) les taux de particules échouées et de particules en zone côtière sont similaires entre les expériences d'hiver et d'été, ils sont très différents dans les premiers mois de simulation. En effet, les courants au niveau de l'exutoire du Rhône sont très différents entre les deux saisons. Ils sont de manière générale dirigés vers la côte en hiver, entraînant un échouage rapide dès la première semaine suivant le dernier déploiement (jour 40). On peut voir également qu'en hiver seulement 50 % des particules sortent de la bande côtière de 10 km et que les 50 % restant demeurent dans ces 10 km de bande côtière tout au long de la simulation. L'expérience

d'été montre un comportement très différent des particules. Les conditions hydrodynamiques entraînent un export de la quasi-totalité des particules hors des 10 km de bande côtière à l'issue du dernier déploiement de particules. Cet éloignement de la côte a pour conséquence un retard des premiers échouages de particules d'environ 2 mois (jour 100) et un échouage des particules plus éloigné du Rhône, sur les côtes nord et ouest du Golfe du Lion. Finalement, après 1 an de simulation, les taux d'échouage pour l'expérience d'hiver sont de 48 % et pour l'expérience d'été de 51 %. Le pic d'échouage qui survient à la fin de l'expérience d'été est dû au fort échouage des particules flottantes dans le bassin Levantin entre août et septembre 2014. La bande côtière de 10 km accumule dans les deux scénarios environ 67 % des particules initialement déployées dans les simulations (Figure 3.20).

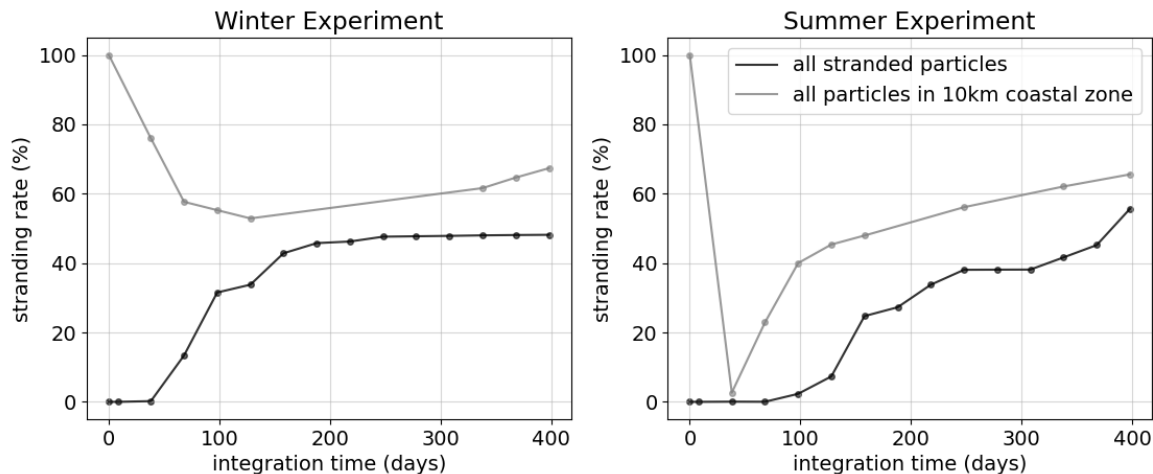


FIGURE 3.20 – Évolution temporelle du taux de particules échouées et du taux de particules situées dans les 10 km de bande côtière. Dans chaque expérience, les particules sont déployées quotidiennement pendant le 1er mois de simulation (jour 2 à 33) puis sont advectées pendant 1 an dans les courants (jusqu'au jour 400).

La saisonnalité des scénarios de dispersion des particules a un fort impact sur la répartition de l'échouage des particules émises par Rhône (Figure 3.21).

Comme nous l'avions prédit lors de l'analyse de la dispersion des particules, un grand nombre de particules émises par le Rhône s'échouent directement dans le Golfe du Lion dans les deux expériences (Figure 3.21). Néanmoins le taux d'échouage en hiver y est multiplié par deux par rapport au scénario d'été : 35 % en hiver contre 15 % seulement en été. Les particules denses s'échouent quasi exclusivement dans le Golfe du Lion car une fois exportées vers le large, elles atteignent des profondeurs plus élevées qui ne leur permettent pas de remonter sur les plateaux continentaux. En revanche, beaucoup moins de particules flottantes s'échouent dans le Golfe du Lion : 10 % en hiver et seulement 1.5 % en été.

En effet, l'échouage des particules flottantes est beaucoup plus réparti sur l'ensemble du littoral méditerranéen. Cependant, des zones de hotspot sont tout de même observées telles que les côtes nord des îles Baléares, les côtes ouest de la Corse et de la Sardaigne, les côtes est-algériennes ainsi que le littoral nord tunisien. Des différences majeures entre les expériences d'hiver et d'été sont en particulier visibles pour les îles Baléares et pour la Corse et la Sardaigne (graphiques Figure 3.21). Après 1 an de simulation, seulement 1.5 % des particules déployées en hiver se sont échouées sur les côtes de la Corse et de la Sardaigne alors que le taux d'échouage des particules déployées en été y atteint 9 % (augmentation d'un facteur 6). Bien que l'écart soit moins marqué, la tendance est inversée pour l'échouage sur les côtes des îles Baléares, les particules déployées en hiver y sont presque 2 fois plus nombreuses que celles déployées en été : 4.2 % dans l'expérience d'hiver et 2.5 % dans l'expérience d'été.

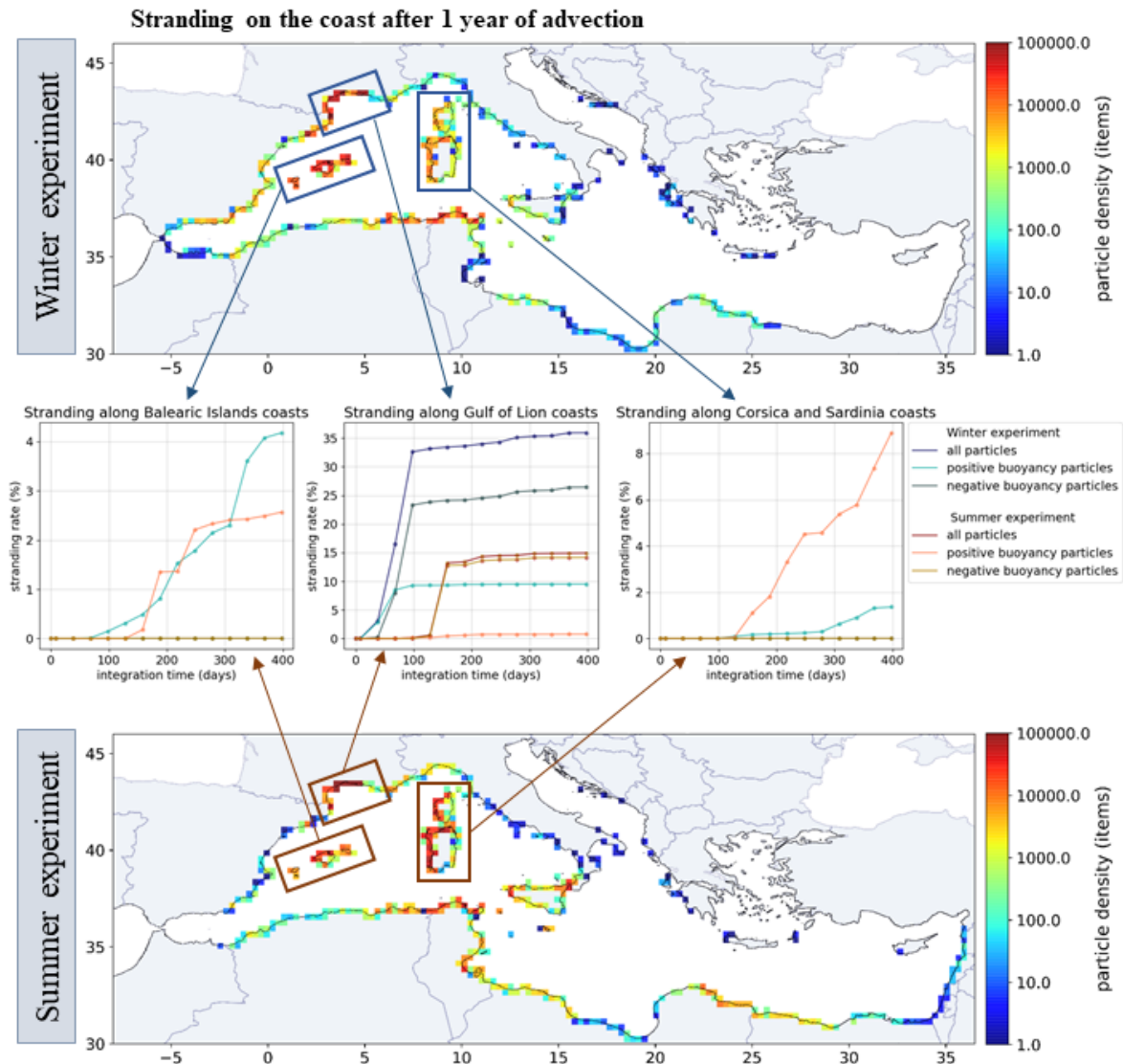


FIGURE 3.21 – Nombre de particules échouées sur le littoral méditerranéen après un an d'advection pour un largage au voisinage de l'embouchure du Rhône en février (expérience d'hiver) et en août (expérience d'été). 8 685 952 particules ont été déployées dans chaque expérience. Les graphiques centraux présentent l'évolution temporelle des échouages sur les côtes du Golfe du Lion, des îles Baléares, de la Corse et de la Sardaigne pour les particules flottantes et denses. Seules 3 courbes sont représentées pour les îles car aucune particule dense n'a atteint leur littoral.

3.4 Discussion et conclusions

Ce chapitre nous a permis d'étudier la dispersion des MP émis par le Rhône en mer Méditerranée à 2 saisons différentes en intégrant aux simulations une caractérisation des particules lagrangiennes injectées dans le modèle. Deux résultats majeurs en ressortent.

D'une part, les propriétés physiques des particules, en influant sur leur flottabilité, jouent un rôle déterminant sur leur transfert vertical et donc sur leur dispersion en mer. A l'échelle de la colonne d'eau, la principale caractéristique qui va déterminer le mouvement vertical d'une particule est le rapport entre sa masse volumique et celle de l'eau environnante. La forme et la taille des particules ont également un impact sur le transport des MP mais dans une moindre mesure car elles influencent principalement leur comportement en surface et subsurface pour les

particules flottantes (Poulain et al., 2019; Jalón-Rojas et al., 2019). Ainsi, dans nos simulations, les particules flottantes qui sont le plus affectées par la turbulence dans la couche de surface sont les particules avec les vitesses d'ascension les plus faibles : ce sont en général des particules de taille caractéristique inférieure à 1 mm telles que des billes et fragments de PE ou PP ainsi que de nombreuses fibres de PE, PP et PA (Nylon) (D'après les 3.9 et 3.10). Ces particules se répartissent dans la couche de mélange jusqu'à 50 voire 100 m et les plus courtes et fines fibres peuvent même atteindre 500 à 1000 m de profondeur sous certaines conditions. Au contraire, les particules avec des vitesses d'ascension simulées les plus élevées telles que les mousses de PS expansé ne sont pas du tout affectées par la turbulence de surface.

Tout au long de l'étude, nous avons vu que la distribution des particules denses est très différente de celle des particules flottantes. L'intensité des courants de surface étant plus forte que celle des courants de fond, les particules denses parcourent en moyenne des distances beaucoup plus faibles que les particules qui dérivent en surface (Figure 3.22). Les zones d'échouage préférentielles qui en résultent sont également très différentes. Les particules flottantes tendent à s'échouer après plusieurs mois de dérive à plusieurs centaines de kilomètres de la source tandis que la majorité des particules denses s'échouent dans le Golfe du Lion (plus de 17 milliards de MP sur 1 année - schéma bilan Figure 3.23), principalement sur ses côtes nord et ouest, voire directement au voisinage du Rhône et notamment sur le littoral de Camargue. Des campagnes d'observation et des études de modélisation ont en effet montré que la plupart des MP denses atteignent le fond très proche de leurs sources (Soto-Navarro et al., 2020) faisant de la zone côtière une zone d'accumulation importante pour ces MP. Des zones de fort dépôt ont notamment été identifiées telles que les estuaires (Defontaine et al., 2020; Peng et al., 2017), les prodeltas et fonds océaniques situés face à l'embouchure des fleuves (Galgani et al., 2000; Acha et al., 2003) ainsi que les plages adjacentes aux embouchures (Rech et al., 2014; Atwood et al., 2019; Constant et al., 2019).

Les particules denses qui parviennent à sortir du plateau et parcourir des distances plus grandes sont celles dont la densité est la plus proche de celle de l'eau de mer environnante ce qui se traduit par des vitesses de chute faibles. Ces particules sont principalement des fibres de PA (Nylon) et PVA (Acrylique)(d'après les Figures 3.9 et 3.10). Elles ont des vitesses de chute de l'ordre de -10^{-5} à -10^{-4} m.s⁻¹ (Figure 3.22) et sont susceptibles d'être transportées sur plus de 1000 km par les courants. La zone la plus fortement touchée par ces fibres provenant du Rhône est le plancher océanique de la mer des Baléares à l'ouest de Majorque et au nord d'Ibiza (4 à 5 milliards de MP.an⁻¹ - schéma bilan Figure 3.23) où la faible profondeur du canal d'Ibiza empêche les particules plus profondes de rejoindre le bassin Algérien. Elles s'accumulent donc temporairement au nord du détroit et finissent par longer le talus des Baléares vers le Nord-Est pour ressortir vers le bassin algérien après avoir contourné Minorque.

D'autre part, nous avons pu observer que la saisonnalité des courants et des vents dans le Golfe du Lion a un fort impact sur la dispersion des MP rejetés par le Rhône. La variation des conditions hydrodynamiques entraîne en effet la formation de zones d'accumulation saisonnières. Les conditions hivernales sont propices à une accumulation temporaire des particules flottantes issues du Rhône dans l'archipel des Baléares en hiver et au printemps (février - mai) alors que les conditions estivales engendrent une accumulation préférentielle des particules au centre du bassin occidental et le long des côtes ouest de la Corse et de la Sardaigne à la fin de l'été et en automne (août - novembre). La variabilité des scénarios d'accumulation entre les saisons semble étroitement liée à la branche de courant qui forme le front Nord-Baléares. C'est une zone à fort gradient thermique qui marque une différence entre des masses d'eaux plus vieilles, plus froides et salées situées au Nord et des masses d'eaux plus jeunes, plus chaudes et moins salées provenant de l'Atlantique au Sud. Cette dynamique frontale où se forment des tourbillons et des filaments favorise la rétention des particules sur la zone. Sur une année, ce front Nord-Baléares

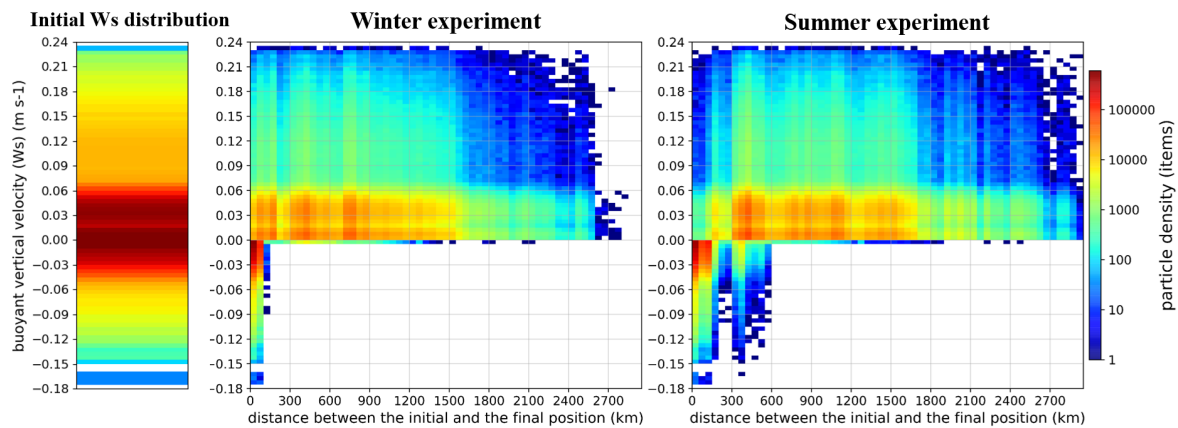


FIGURE 3.22 – Histogrammes 2D montrant la distance en ligne droite parcourue par les particules entre leur déploiement à l’embouchure du Rhône et leur position après 1 an d’advection en fonction de leur vitesse verticale de flottabilité. L’histogramme le plus à gauche montre la distribution, en nombre de particules, des vitesses verticales de flottabilité appliquées aux particules déployées dans les simulations.

bouge beaucoup entre les latitudes 40°N et 41°N. Quand il est plus bas, l’accumulation des MP se fait au nord-ouest - nord de Majorque et quand il est plus haut (potentiellement en été et en automne) il peut rejoindre le Courant Nord qui longe le plateau du Golfe du Lion, court-circuitant ainsi la Mer des Baléares et redirigeant les particules plus à l’est du bassin jusqu’en Corse et en Sardaigne.

D’après notre modèle d’apports fluviaux, le Rhône étant une des sources fluviales majeures de plastiques en Méditerranée, il est de plus intéressant de voir que ses rejets sont distribués dans la quasi-totalité du bassin Méditerranéen à l’échelle d’une année de simulation (à l’exception de la mer Egée, de l’Adriatique Nord et du nord-est du bassin Levantin). Le schéma bilan de la Figure 3.23 propose une synthèse des transferts de MP modélisés de l’embouchure du Rhône aux zones les plus affectées. Notons également qu’une centaine de particules seulement, soit 0.001 à 0.002 % du flux initial rejeté par le Rhône, ont rejoint l’océan Atlantique via le détroit de Gibraltar après 1 an d’advection. En effet, le dépôt des particules denses se fait principalement en amont et le transfert des particules flottantes se fait principalement de l’Ouest vers l’Est en suivant les courants de surface. A l’échelle d’un an de simulation, une fraction importante des 44 milliards de MP flottants non échoués qui dérivent encore en surface, ont rejoint le bassin Ionien (Figure 3.23). Ce transfert vers la Méditerranée Orientale entraîne un fort échouage des particules flottantes sur le littoral est-algérien et nord-tunisien ainsi que sur la pointe de la Sicile.

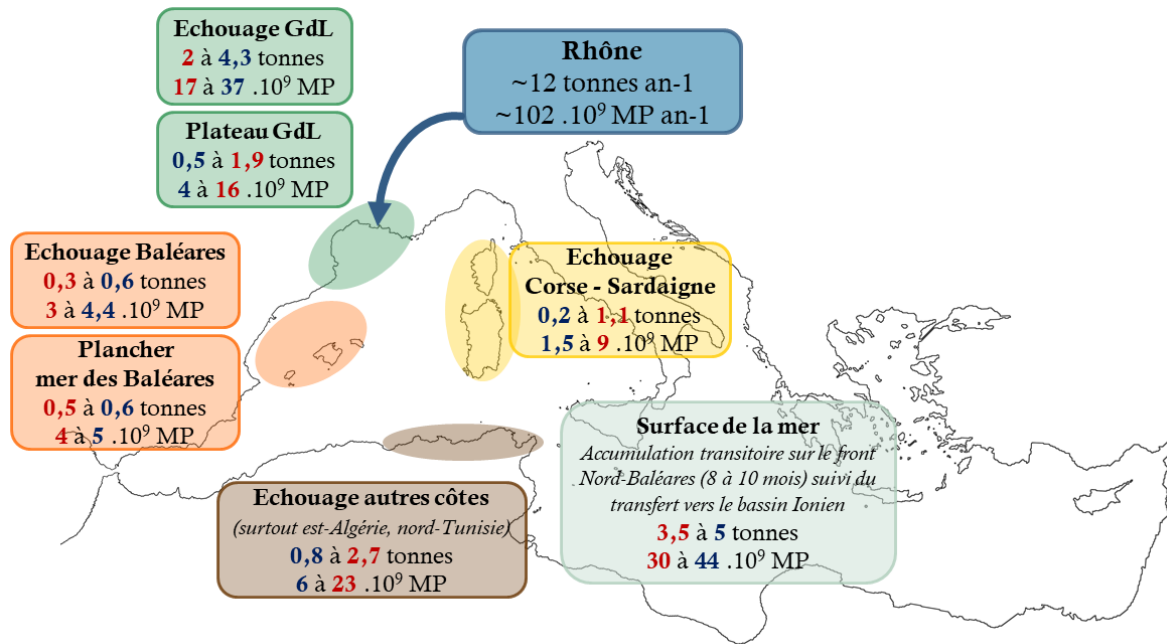


FIGURE 3.23 – Bilan simplifié de la répartition potentielle des MP émis par le Rhône sur une année. Les flux massiques et en nombre de particules sont basés sur notre modèle d'apports fluviaux. Les quantités notées en bleu sont basées sur les résultats de l'expérience d'hiver et celles notées en rouge sur les résultats de l'expérience d'été.

La diffusion du panache de particules flottantes provenant du Rhône observée dans nos simulations est très différente des résultats de Liubartseva et al. (2018) pour qui la moyenne annuelle des concentrations de particules larguées par le Rhône montre un panache clairement dirigé vers le Sud. Dans notre étude le panache longe les côtes du Golfe du Lion puis les côtes espagnoles vers les Baléares en hiver alors qu'en été le panache se disperse plus au Sud pour finalement rejoindre les côtes de la Corse et de la Sardaigne. Il semble que cette différence soit liée à l'effet des vagues, la dérive de Stokes étant additionnée aux champs de courant basse fréquence dans l'étude de Liubartseva et al. (2018) (voir leur figure 2). Dans le chapitre suivant, nous intégrerons l'impact des vagues sur la dispersion des particules.

Chapitre 4

Modélisation de la dispersion des microplastiques sur l'ensemble du bassin méditerranéen

Plan du chapitre

4.1	Introduction	106
4.2	Méthodes : description des apports fluviaux et de la simulation numérique	107
4.2.1	Déploiement des particules : le modèle d'apports fluviaux	107
4.2.2	Description de la simulation	110
4.2.3	Modélisation de l'interaction courant-vague	112
4.2.4	Effet des vagues sur les courants	115
4.3	Résultats : identification des potentielles zones d'accumulation	117
4.3.1	Distribution des microplastiques en surface	117
4.3.2	Comparaisons aux observations de surface	125
4.3.3	Distribution des microplastiques en profondeur	128
4.3.4	Échouage à la côte	133
4.4	Discussion et conclusions	137

4.1 Introduction

Le devenir des débris plastiques rejetés en Méditerranée est encore relativement inconnu : quelle quantité de particules circule en surface ? combien se répartissent dans la colonne d'eau et finissent par sédimenter sur les fonds ? quelle quantité s'échoue sur les plages ? Il n'existe, à l'heure actuelle, pas de bilans précis entre estimations des apports terrestres et leur répartition dans les différents compartiments océaniques. Afin d'étudier l'impact de cette pollution sur les écosystèmes, il est donc important de mieux comprendre le devenir des plastiques dans le milieu marin. La Méditerranée est une zone soumise à une forte pression anthropique et la circulation océanique y est complexe. Dans ce contexte, prédire et analyser la distribution des microplastiques (MP) en mer Méditerranée représente un enjeu majeur.

Alors qu'à l'échelle des grands bassins océaniques, les modèles numériques reproduisent relativement bien la répartition des MP flottants observés à la surface des océans (Lebreton et al., 2012 ; Maximenko et al., 2012 ; Eriksen et al., 2014 ; van Sebille et al., 2015), il n'existe encore aucune validation pour un bassin de plus petite échelle tel que la Méditerranée. En effet, dans les modèles lagrangiens à l'échelle globale, le transport d'Ekman entraîne l'accumulation des débris flottants dans les gyres océaniques subtropicaux. La distribution des MP à l'échelle globale est ainsi moins influencée par les conditions initiales et les processus transitoires tels que l'échouage, la variabilité saisonnière des apports fluviaux, des courants et des vents ou encore le biofouling et la dégradation. En revanche, ce sont autant de processus qui semblent jouer un rôle important en Méditerranée et aucune zone d'accumulation de MP n'a encore été trouvée dans ce bassin. Les modèles numériques existants (Mansui et al., 2015, 2020 ; Zambianchi et al., 2017 ; Liubartseva et al., 2018 ; Macias et al., 2019 ; Soto-Navarro et al., 2020) prédisent des scénarios de dispersion différents et des concentrations de MP très variables.

Grâce à une approche 3D sur l'ensemble du bassin méditerranéen, notre étude a pour objectif d'aller plus loin que les études précédentes, d'une part, en prenant en compte l'interaction de la dérive de Stokes liée aux vagues avec la circulation plus basse fréquence liée aux gradients thermohalins et au vent, et d'autre part, en raffinant les apports des bassins versants. En raison de l'anthropisation croissante des bassins versants, les fleuves sont devenus les principaux vecteurs de contaminants. Nos simulations se baseront donc sur des apports fluviaux de MP calculés à partir du modèle statistique d'estimation des flux aux embouchures des bassins versants développé dans le Chapitre 2. Le modèle hydrodynamique utilisé est le modèle 3D SYMPHONIE (Marsaleix et al., 2008, 2009, 2011, 2012). Ce modèle utilise une résolution spatiale kilométrique qui permet de représenter des structures de grande échelle, de mésoéchelle et de sub-mésoéchelle et notamment les zones frontales qui sont des zones de piégeage des débris. Un des piliers de notre approche est la représentation fidèle de la stratification des masses d'eau à l'échelle des sous-bassins. L'impact d'utiliser une stratification réaliste est le développement statistiquement réaliste de tourbillons de mésoéchelle et la production également réaliste de filaments. Les caractéristiques des vagues sont fournies à SYMPHONIE par le modèle de génération et de propagation des vagues WW3 (Tolman, 2009).

L'exploitation des champs de vitesse du modèle se fera en réalisant des déploiements numériques d'un grand nombre (plus de 100 millions) de particules lagrangiennes avec possibilité de leur ajouter un comportement propre comme dans le Chapitre 3. Les particules déployées dans les simulations seront ainsi caractérisées par des vitesses de chute calculées à partir d'observations sur les tailles, masses volumiques et formes des MP échantillonnées en milieu fluvial (Sections 3.2.1 ; 3.2.2.4 et 3.2.3.4). Afin de déterminer les potentielles zones d'accumulation des MP en mer, en surface et en profondeur, et les zones d'échouage à la côte, différentes options d'analyses seront utilisées (calcul de trajectoires 3D, de densités et de probabilités de présence). Enfin, bien que l'un des problèmes majeurs dans cette démarche de modélisation des flux de plas-

tiques soit le manque d'observations, nous confronterons les sorties de simulations aux mesures de concentration de MP à la surface de la Méditerranée disponibles dans la littérature.

4.2 Méthodes : description des apports fluviaux et de la simulation numérique

4.2.1 Déploiement des particules : le modèle d'apports fluviaux

L'objectif global de cette thèse est de prédire et d'interpréter la distribution des MP en Méditerranée. Pour cela, un modèle statistique d'apports fluviaux de MP a été développé dans le Chapitre 2. Bien que la cible principale de l'étude soit le bassin Méditerranéen, nous avons été contraints de développer ce modèle d'apports fluviaux à l'échelle globale. En effet, les méthodes d'échantillonnage et de quantification des MP en milieu aquatique, fluvial et marin, sont pour le moment très longues et coûteuses. Les mesures de concentrations de MP dans les fleuves sont donc peu nombreuses à l'échelle de la planète (résolutions spatiales et temporelles faibles), et se font encore plus rares en Méditerranée. Pour estimer les flux de MP rejetés en mer Méditerranée, le modèle multiparamétrique issu de l'analyse en régression statistique basée sur 96 points de mesures et décrite dans le Chapitre 2 (équation 2.8), a été appliqué à un SIG haute résolution des bassins versants Méditerranéens (résolution 0.08° , Sadaoui et al., 2018). Le modèle se base uniquement sur des prélèvements effectués avec un filet à plancton et relie les flux spécifiques de MP (sF_m en $\text{kg.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$) aux densités de population ($sPop$ en habitants km^{-2}) et à l'intensité du drainage (sQ en mm) dans les bassins versants tel que :

$$sF_m = 5.09 \cdot 10^{-6} \cdot sPop^{0.339} \cdot sQ^{1.32}$$

Afin d'estimer les flux de MP exportés par les fleuves en mer Méditerranée, cette formule a été appliquée à chacun des 549 bassins versants du SIG. Les paramètres $sPop$ et sQ utilisés pour le calcul des flux sont des valeurs annuelles moyennes déterminées par bassin à partir de données géospatialisées (densités de population en 2015 et intensité du drainage CIESIN, 2018; Sadaoui et al., 2018). Parmi les 89 fleuves de notre jeu de données sur lesquels sont basées les analyses de régression statistique, seulement 4 ont leur exutoire en mer Méditerranée. La Figure 4.1 montre la comparaison entre flux mesurés et modélisés pour ces 4 fleuves. Pour la Têt, petit fleuve côtier passant par Perpignan, les flux massiques modélisés correspondent bien aux observations. Pour l'Ebre et le Rhône, dont les bassins sont plus étendus et plus peuplés, les ordres de grandeur sont respectés quant au $P\hat{o}$, le modèle tend à sous-estimer les flux d'un ordre de grandeur. Concernant les flux exprimés en nombre de particules, hormis pour l'Ebre, les conversions tendent également à sous-estimer les valeurs de flux. Notons que les incertitudes liées aux valeurs modélisées sont fortes, d'une part car le coefficient de détermination (r^2) de notre modèle reste faible et d'autre part car les débits moyens utilisés dans notre modèle peuvent être différents des débits instantanés au moment des observations. Nous avons par exemple vu dans le Chapitre 3 que notre valeur d'apports modélisé pour le Rhône (12 t.an^{-1}) est comprise entre le flux estimé en période calme et le flux incluant des échantillons en période de crue prélevés par Constant et al. (2020) (respectivement 5.92 t.an^{-1} et 22 t.an^{-1}).

La distribution spatiale des flux spécifiques (Figure 4.2) montre des apports plus importants provenant des bassins de la rive nord méditerranéenne que de la rive sud. Cette observation est liée aux écoulements d'eau de surface qui interviennent dans notre modèle d'apports et sont globalement plus forts au Nord qu'au Sud (en moyenne de l'ordre de 10 à 100 mm.an^{-1} au Sud contre 100 à 1000 mm.an^{-1} au Nord). En effet, le climat méditerranéen n'est pas homogène, les

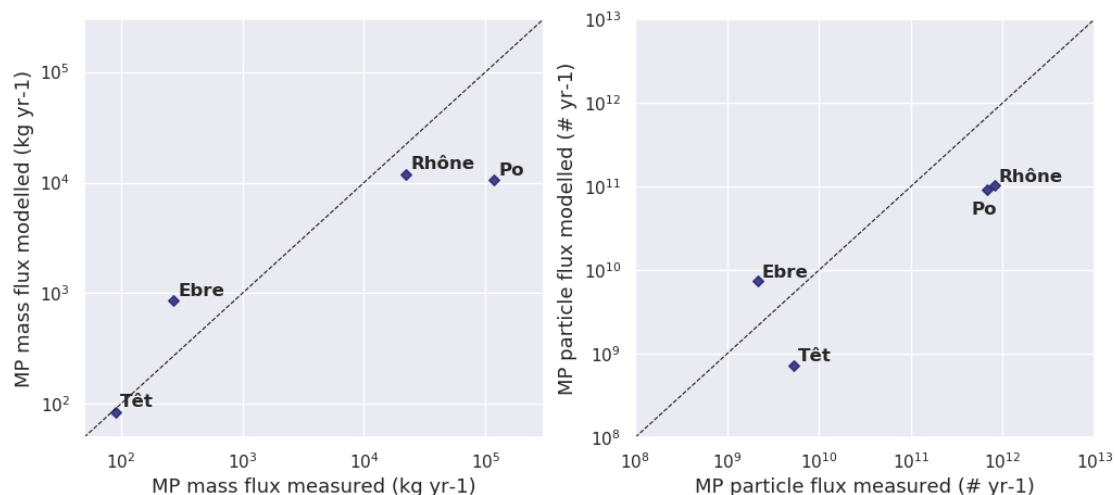


FIGURE 4.1 – Comparaison des flux de MP mesurés et modélisés pour les flux massiques d'une part et les flux en nombre de particules d'autre part. Les mesures pour le Rhône et la Têt sont issues de l'étude de Constant et al. (2020), pour le Pô de van der Wal et al. (2015) et pour l'Ebre de Simon-Sánchez et al. (2019). Les flux massiques modélisés sont calculés à partir du modèle *sQ*, *sPop* - "plankton net" ($n = 96$) décrit dans le Chapitre 2 et des surfaces de bassins versants basées sur le SIG avec une résolution de 0.08° de Sadaoui et al. (2018). Les flux modélisés en nombre de particules sont basés sur les facteurs de conversion calculés Section 2.2.1.3 (Tableau 2.1).

précipitations sont très inégales sur tout le pourtour du bassin, il y a en moyenne 1 ordre de grandeur qui sépare les précipitations moyennes annuelles de la rive nord et celles de la rive sud (Philandras et al., 2011). En regardant les valeurs par bassin, une différence de 1 à 2 ordres de grandeurs est observée pour les précipitations et les écoulements d'eau entre les bassins sud et nord et cet écart se retrouve dans les estimations de flux spécifiques de MP (globalement, 0.1 à $50 \text{ g.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ au Sud contre 10 à $500 \text{ g.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ au Nord).

Afin de calculer des bilans annuels d'apports fluviaux de MP vers la mer Méditerranée, les flux spécifiques ont été multipliés par les surfaces respectives des bassins versants (Figure 4.3). Nous avons ainsi estimé à environ 80 tonnes par an les apports totaux de MP rejetés par les fleuves en Méditerranée. Cette estimation est basée sur des mesures in-situ de MP échantillonnés à l'aide de filets à plancton et inclut donc uniquement les particules plastiques dont la taille est comprise entre $0.3 \mu\text{m}$ et 5 mm . Les MP compris dans les sédiments charriés par les fleuves ne sont pas non plus considérés ici. Ce flux massique de $80 \text{ tonnes.an}^{-1}$ représenterait environ 682 milliards de particules par an soit 1.8 milliard par jour (conversions d'après les Sections 2.2.1.3 et 3.2.3.3).

Cette valeur est très inférieure à celle utilisée par Liubartseva et al. (2018) et Soto-Navarro et al. (2020) qui considèrent, en se basant sur l'étude de Jambeck et al. (2015), des apports de $100\,000 \text{ t.an}^{-1}$ répartis arbitrairement entre les villes (50 %), fleuves (30 %) et routes maritimes (20 %). Avec 505 villes et 110 fleuves considérés par Liubartseva et al. (2018) et 480 villes et 15 fleuves considérés par Soto-Navarro et al. (2020), la localisation de leurs points sources côtiers sont similaires aux 549 embouchures de bassins versants considérées dans notre étude. Cependant la répartition quantitative des apports est différente.

D'après notre modèle, les 4 plus gros fleuves contributeurs de la pollution MP en Méditerranée seraient le Rhône avec $\sim 11.9 \text{ t.an}^{-1}$ soit 15 % des apports totaux, le Pô avec $\sim 10.6 \text{ t.an}^{-1}$, i.e. 13 %, le Drin avec $\sim 5.5 \text{ t.an}^{-1}$, i.e. 7 % et le Nil avec $\sim 5.2 \text{ t.an}^{-1}$, i.e. 6.5 % des apports totaux. Le Rhône et le Pô sont les deux principaux fleuves alimentant la Méditerranée en eau douce avec des débits hydriques moyens de $1720 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et $1570 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, respectivement (Ludwig et al., 2009). Environ 400 km^3 d'eau douce sont rejetés en Méditerranée chaque année (Sadaoui et al., 2018),

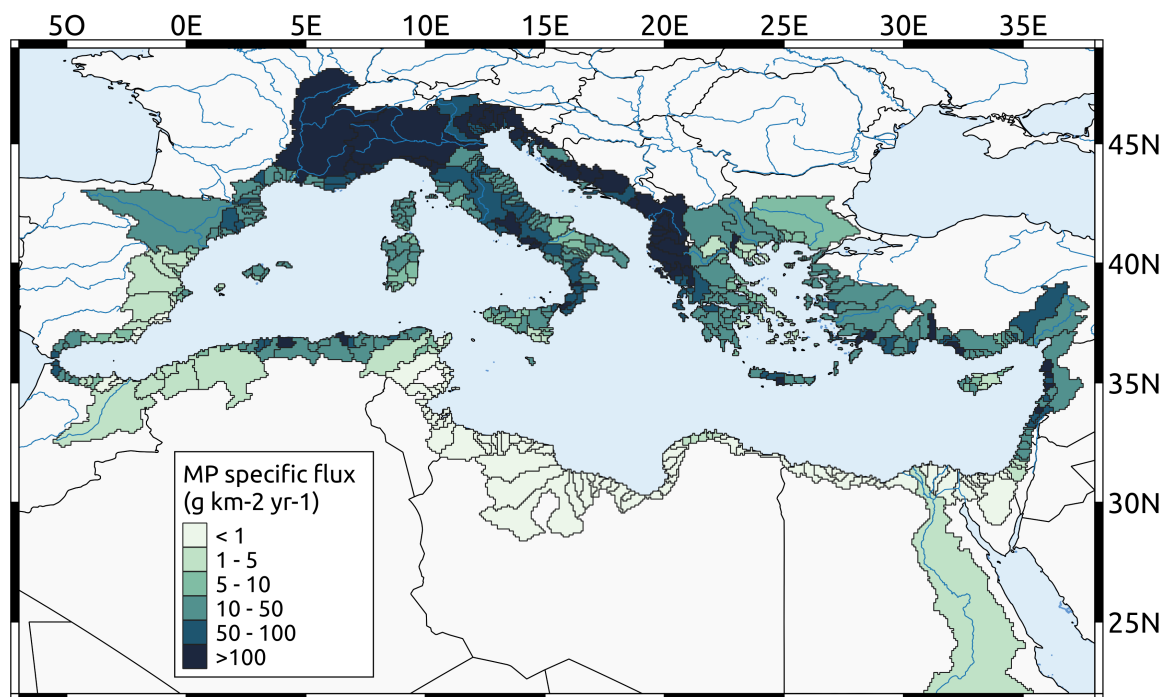


FIGURE 4.2 – Estimation annuelle des flux spécifiques de MP (en $\text{g.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$) rejetés par les bassins versants méditerranéens. Le calcul des flux est effectué à partir du modèle $sQ, sPop$ - "plankton net" ($n = 96$) décrit dans le Chapitre 2. Le SIG des bassins versants est basé sur l'étude de Sadaoui et al. (2018) avec une résolution de 0.08° .

ils représentent donc à eux seuls 26 % du budget total, contribution similaire à celle obtenue pour les flux de MP modélisés. Le Drin, fleuve traversant l'Albanie et le Monténégro, présente le 3ème plus gros flux de MP. Bien que son bassin couvre une surface plus petite que les autres, ce fleuve a le 5ème plus gros débit après le Nil et l'Ebre. Il se situe, en effet, dans une région de la rive Nord où les précipitations sont parmi les plus fortes, compte de nombreux lacs et possède des densités de population moyennes de plusieurs centaines d'habitants par km^2 , paramètre prédicteur des flux de MP dans notre modèle. Avec ses 3 millions de km^2 , le bassin versant du Nil est, quant à lui de loin, le plus vaste du pourtour méditerranéen. La construction de nombreux barrages et les extractions massives d'eau pour l'irrigation ont drastiquement diminué le budget d'eau douce apporté par le Nil vers la mer Méditerranée (Ludwig et al., 2009 ; Sadaoui et al., 2018). Bien que ces chiffres soient très discutés, le débit du Nil tomberait à seulement $55\text{-}60 \text{ km}^3.\text{an}^{-1}$ en aval du barrage d'Assouan (Schroeder et al., 2012). En considérant ce dernier débit couplé aux densités de population moyennes, le Nil n'est que le 4ème fleuve contributeur en participant à 6.5 % des apports de MP. Ce résultat est très différent des flux obtenus en appliquant aux bassins versants méditerranéens les modèles de Lebreton et al. (2017) et Schmidt et al. (2017) basés sur le taux de déchets mal gérés (MPW) qui prédisent une contribution du Nil à hauteur de 61 % et 90 %, respectivement.

Pour compléter le top 10 des principaux fleuves contributeurs, le Rhône, le Pô, le Drin et le Nil sont suivis des bassins versants du Bacchiglione et Brenta en Italie avec 1.9 t.an^{-1} , i.e. 2.4 % des apports totaux, du fleuve Neretva (Croatie / Bosnie-Herzégovine) avec 1.4 t.an^{-1} , i.e. 1.8 %, du Torre et Isonzo (Italie / Slovénie) avec 1.4 t.an^{-1} , i.e. 1.7 %, de l'Adige (Italie) avec 1.3 t.an^{-1} , i.e. 1.6 %, du Seyhan (Turquie) avec 1.1 t.an^{-1} , i.e. 1.4 % et du Tibre (Italie) avec 1.0 t.an^{-1} , i.e. 1.3 % des apports totaux. Ces 10 bassins versants seraient responsables de 52 % des apports fluviaux de MP vers la Méditerranée. Les fleuves dont l'embouchure est située en

Méditerranée sont les seules sources de particules considérées dans l'étude, la contribution de l'Atlantique et de la mer Noire ne sont pas incluses.

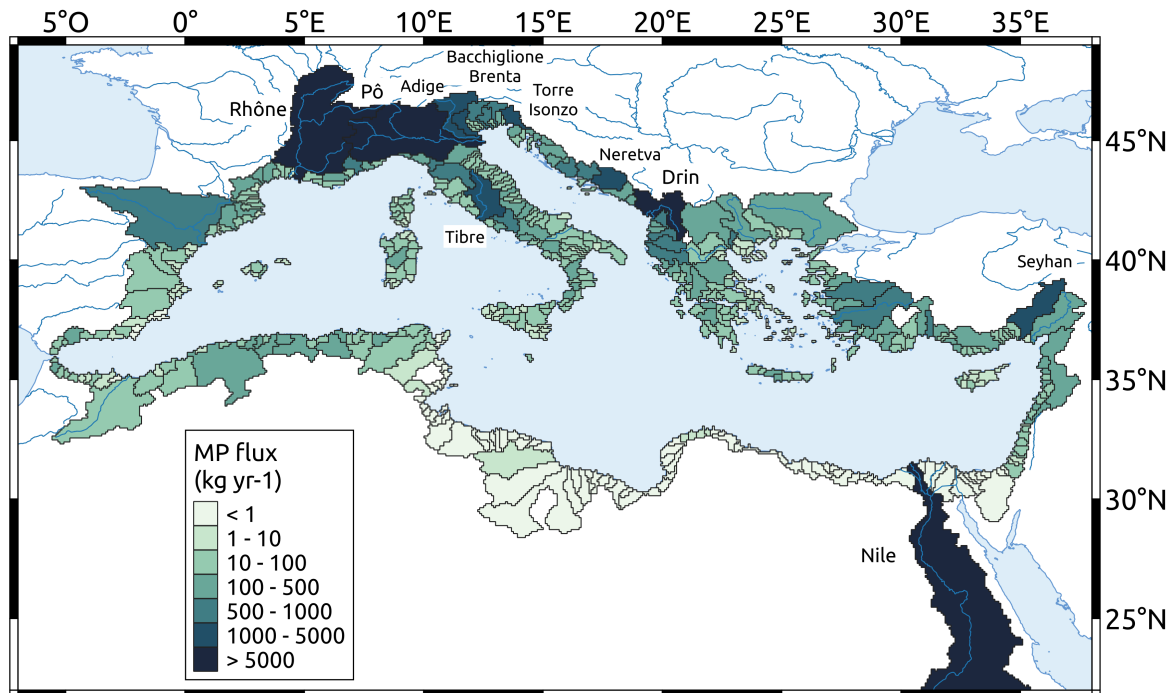


FIGURE 4.3 – Estimation annuelle des flux absolus de MP (en $\text{g}\cdot\text{an}^{-1}$) rejetés par les bassins versants méditerranéens. Les flux absolus sont calculés à partir des flux spécifiques multipliés par la surface des bassins versants. Le SIG des bassins versants est basé sur l'étude de Sadaoui et al. (2018) avec une résolution de 0.08°.

Le déploiement des MP dans les champs de courant a été fait via le module de suivi lagrangien du modèle SYMPHONIE. Pour déterminer le nombre de particules injectées à l'embouchure des fleuves nous nous sommes basés sur les flux en nombre de particules calculés à partir du modèle de flux massique et des masses moyennes d'un MP et d'une fibre, respectivement 0.233 mg et 0.745 μg (Section 2.2.1.3). En se basant sur des observations filets à plancton, nous avons considéré qu'en moyenne 50 % des flux étaient composés de fibres, les 50 % restants de non-fibres, i.e. fragments, billes, mousses. La répartition des formes de MP est expliquée Section 3.2.1.3. Les calculs de conversions sont détaillés en prenant l'exemple du Rhône Section 3.2.3.3.

4.2.2 Description de la simulation

La simulation exploitée dans ce Chapitre 4 reprend toutes les caractéristiques des simulations présentées dans le Chapitre 3. Nous attribuons aux particules lagrangiennes une vitesse verticale d'ascension ou de chute spécifique comme discuté plus haut (Sections 3.2.2.4 et 3.2.3.4). Ces vitesses sont distribuées sur l'intervalle -0.18 à $0.24 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (les plus petites valeurs de vitesses non nulles sont de $\pm 1\text{e-}5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Environ 65 % des particules ont une flottabilité positive (flottantes), les 35 % restants une flottabilité négative (denses) (pour plus de détails sur la répartition des vitesses verticales de flottabilité en fonction des caractéristiques de taille, masse volumique et forme des MP, se référer aux Figures 3.9 et 3.10 - Section 3.2.3.4). Nous intégrons le schéma de diffusion verticale aléatoire basé sur l'énergie cinétique turbulente (Section 3.2.2.3). L'échouage des particules est possible à la côte mais ne l'est pas sur le fond. Ceci veut dire que les particules peuvent s'immobiliser lorsqu'elles sortent au niveau des frontières terrestres mais ne peuvent pas s'immobiliser sur le plancher océanique où elles sont maintenues dans la dernière maille d'eau. Autoriser la sédimentation définitive semblait trop radical et non représentatif de

la réalité, le maintien dans la dernière maille d'eau se justifie par le fait que les courants y sont très faibles donc le mouvement des particules qui en résulte très lent, excepté dans certaines zones de convection profonde à certaines périodes par exemple. Une alternative serait de laisser s'échouer les particules sur le fond en assignant un seuil de vitesse de courant au-delà duquel les particules pourraient être remises en suspension.

4.2.2.1 Protocole de largage

Le modèle d'apports fluviaux prédit des rejets d'environ 682 milliards de MP par an. Pour des questions de temps de calcul et de taille des fichiers de sortie, 1 particule lagrangienne déployée dans le modèle représente 10 000 MP. Ceci nous permet de diminuer les temps de calcul tout en conservant la proportionnalité des flux de MP entre les 549 exutoires des bassins versants. 68.2 millions de particules ont donc été larguées en 2013 et autant en 2014 pour un total de 136.4 millions de particules (136 430 430 exactement). Les déploiements étant quotidiens, ce flux total correspond à 186 891 particules larguées chaque jour, réparties aléatoirement dans le temps à l'intérieur de la journée. Pour pouvoir gérer ce grand nombre de particules, nous avons effectué deux simulations distinctes et rassemblé les sorties. La première simulation a été réalisée sur la période 2013-2015 avec un largage quotidien en 2013. La seconde simulation a été réalisée sur la période 2014-2016 avec un largage quotidien en 2014.

Nous avons choisi les années 2013 et 2014 pour pouvoir comparer la simulation aux observations de l'*expédition Tara Méditerranée 2014*, dédiée au recensement des plastiques dans les eaux de surface de la Méditerranée et leurs interactions avec les organismes marins. Cependant, bien que des premiers résultats aient été publiés, les mesures de concentrations ne sont pas encore disponibles.

Des périodes d'intégration de 3 ans ont été choisies pour pouvoir assurer à chaque particule une durée de vie minimum de 2 ans. Un temps d'advection de 2 ans permet de se rapprocher du temps de parcours des eaux atlantiques dans les couches de surface de la Méditerranée. Ainsi, les particules déployées dans la simulation ont le temps de se répartir à la surface de la mer comme elles l'auraient fait en réalité. [Mansui et al. \(2015, 2020\)](#) estiment même qu'un temps d'advection de 3 mois est suffisamment long pour permettre aux particules de traverser les sous-bassins c'est pourquoi la plupart des études existantes ont effectué des simulations d'un an seulement ([Soto-Navarro et al., 2020](#) ; [Mansui et al., 2015, 2020](#) ; [Macias et al., 2019](#)). Seuls [Liubartseva et al. \(2018\)](#) ont considéré un temps d'intégration plus long, de 4 ans et [Macias et al. \(2019\)](#) ont réalisé une simulation sur 18 ans basée sur un unique largage de particules au 1er jour de la simulation.

Avec ce protocole, nous avons pu calculer des probabilités de présence en surface et en profondeur en suivant les positions de chaque particule pendant 2 ans. De cette façon, nous pouvons mettre en évidence les trajectoires préférentielles des particules au cours du temps en tenant compte de la variabilité temporelle des conditions hydrodynamiques au moment des largages (spectre large des conditions initiales). Cette variabilité initiale n'est, par exemple, pas prise en compte dans l'étude de [Macias et al. \(2019\)](#) qui effectue des largages uniquement les 1ers janvier, 1ers mai et 1ers octobre, ce qui peut biaiser les scénarios de dispersion. Dans notre étude, nous avons pris le parti de déployer quotidiennement pendant 2 ans un plus grand nombre de particules que la plupart des études existantes mais nous n'avons pas intégré la variabilité interannuelle sur près de 10 ans comme ont pu le faire [Macias et al. \(2019\)](#) (900 000 particules entre 2000 et 2017), [Soto-Navarro et al. \(2020\)](#) (5 millions entre 2003 et 2013) ou [Mansui et al. \(2020\)](#) (83 millions entre 2001 et 2010).

4.2.2.2 Mode de calcul

Contrairement aux simulations décrites dans le Chapitre 3, les simulations exploitées dans ce chapitre sont réalisées "*online*", c'est-à-dire que les trajectoires des particules lagrangiennes sont calculées en même temps que les champs de courant. Le mode online permet de prendre en compte les mouvements dont la fréquence est plus haute que la fréquence d'archivage utilisée en mode offline (généralement des moyennes journalières comme c'est le cas dans les études de Soto-Navarro et al., 2020 ; Mansui et al., 2015, 2020 ; Liubartseva et al., 2018), par exemple les oscillations inertielles et les ondes internes qui jouent un rôle dans la dispersion des MP (van Sebille et al., 2020, Section 1.4.2). Le pas de temps d'intégration des trajectoires des particules est de 13 min et le pas de temps de calcul des courants est ici de 208 sec.

L'étude de la dispersion des MP nécessite d'avoir des courants réalistes, en particulier en surface et subsurface, pour reproduire au mieux leur dérive surfacique et leur échouage à la côte. Les vagues jouent un rôle clé dans ces processus. C'est pourquoi, dans ce chapitre, nous avons choisi d'utiliser un système d'équations couplant les courants et les vagues pour produire les courants advectants. Les processus physiques à l'origine des vagues d'une part, et des courants d'autre part, sont distincts et sont régis par des équations très différentes. Les vagues et la houle sont des phénomènes ondulatoires, modélisés généralement, pour des applications non focalisées sur la zone littorale, par une approche spectrale (modèles en moyenne de phase) alors que les courants de circulation sont régis par les équations de Navier-Stokes. Dans le cadre de l'étude du transport des MP en mer, le couplage des deux phénomènes via l'introduction de la dérive de Stokes dans les équations du mouvement est réalisé pour rendre compte du transport des MP en surface.

4.2.3 Modélisation de l'interaction courant-vague

WAVEWATCH III (Tolman, 2009) est un modèle de vagues qui résout l'évolution dans le temps et l'espace de l'énergie des différentes composantes du spectre des vagues. Il a été développé pour prédire la propagation et les caractéristiques des vagues à l'échelle des océans et peut donc être utilisé pour estimer la dérive de Stokes (décrite Section 1.4.2). C'est ce modèle que nous allons utiliser dans notre étude puisqu'il a déjà été couplé avec le modèle hydrodynamique 3D SYMPHONIE. Des simulations couplées ont notamment été validées à des échelles littorales et côtières lors d'études de modélisation des courants en zone littorale pendant des tempêtes hivernales dans le Golfe du Lion (Michaud, 2011) et sur les côtes Taïwanaises (Rétif, 2015) ainsi que dans le cadre d'une étude hydro-sédimentaire sur le plateau du Golfe du Lion (Mikolajczak et al., 2020).

Il y a plusieurs options possibles pour prendre en compte la dépendance entre le courant et la dérive de Stokes. La première est un couplage SYMPHONIE-WW3 à deux sens avec le coupleur OASIS. La seconde est un simple forçage du courant issu de SYMPHONIE par la dérive de Stokes issus de WW3, eux-mêmes forcés uniquement par le vent. C'est cette dernière option que nous considérons dans cette étude. Elle implique que l'on fait l'hypothèse que l'hydrodynamique est davantage influencée par la dérive de Stokes que ne le sont les caractéristiques des vagues par la circulation générale. Cette hypothèse est légitime dans nos simulations du bassin méditerranéen et confirmée par des tests de sensibilité (des simulations WW3 forcées par le vent et le courant de surface des analyses Copernicus donnant des résultats proches de la simulation WW3 seulement forcée par le vent). De plus, la marée et ses courants associés sont très faibles en Méditerranée, leur influence sur les vagues est donc négligeable.

L'interaction entre la dérive de Stokes et les courants eulériens est telle qu'une composante "anti-Stokes" (terme utilisé par [van Sebille et al. \(2020\)](#)) du courant eulérien est créée en réponse à la présence de la dérive de Stokes. Cette tendance du flux eulérien à s'opposer au courant de Stokes est principalement causée par les forces anti-Stokes de Coriolis et d'advection et entraîne donc une réduction du courant total. C'est ce courant total qui est responsable du déplacement des particules plastiques, on peut donc s'attendre à ce que la réponse anti-Stokes du courant consiste principalement à contrer leur déplacement induit par la dérive de Stokes comme le montre le schéma de la Figure 4.4.

La force anti-Stokes n'est cependant pas seule à agir et son opposition à la dérive de Stokes peut être limitée par le fort mélange turbulent dans la couche de surface. Cette turbulence empêche que le courant eulérien ne développe un profil vertical ayant le même cisaillement que la dérive de Stokes et empêche donc le profil en miroir schématisé sur la Figure 4.4 pour lequel les auteurs ont précisé "sans friction". En considérant la turbulence, la force anti-Stokes ne contrebalance la dérive de Stokes qu'en moyenne sur la couche de surface turbulente. Un déplacement net des MP généré par la dérive de Stokes reste donc possible mais à des niveaux de profondeurs particuliers.

Par exemple, on peut penser que la dérive de Stokes induite par des vagues de petites longueurs d'onde est trop cisailée verticalement pour qu'une opposition en miroir du courant eulérien ne soit tenable. Dans ce cas, les particules flottantes à la surface seront déplacées par une dérive de Stokes finalement peu contrée par la réponse du courant eulérien. Cela dit, même avec une forte flottabilité, les MP peuvent être mixées dans la couche de surface et entraînées en profondeur par la turbulence ([Kukulka et al., 2012](#); [Poulain et al., 2019](#)). Dans notre modélisation, l'algorithme de vitesse verticale aléatoire indexé sur l'énergie cinétique turbulente (Section 3.2.2.3) entraîne le mélange des particules peu denses dans la couche de surface turbulente pouvant aller de quelques dizaines à quelques centaines de mètres de profondeur en hiver. Ces particules ressentiront ainsi un courant eulérien dont l'opposition à la dérive de Stokes pourra être plus efficace.

Pour les besoins de notre étude, nous utilisons une paramétrisation simplifiée de l'effet des vagues inspirée de [McWilliams et Restrepo \(1999\)](#), à la différence près que le code SYMPHONIE a été modifié le moins possible et conserve donc la variation temporelle du courant eulérien et son advection (négligés dans [McWilliams et Restrepo, 1999](#)). Cette paramétrisation simplifiée (par opposition à la paramétrisation plus complète des interactions courant vague décrite dans [Michaud et al., 2012](#)) ne retient que les termes "anti-Stokes" de Coriolis et d'advection cités précédemment. Cette simplification est fondée sur les arguments exposés par [van Sebille et al. \(2020\)](#) et [McWilliams et Restrepo \(1999\)](#), qui relient les échelles spatio-temporelles des processus simulés (elles même sélectionnées par la résolution spatio-temporelle du modèle) et le niveau de complexité requis par la paramétrisation de l'effet des vagues dans le modèle. Utiliser cette paramétrisation simplifiée ne retenant que les processus dominants allège les temps de calcul

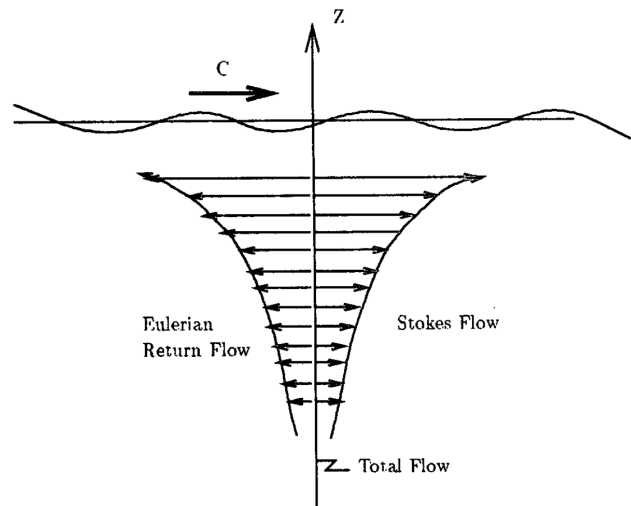


FIGURE 4.4 – Schéma montrant le flux eulérien généré en opposition à la dérive de Stokes ("réponse anti-Stokes"). La distribution verticale de la réponse du courant eulérien est développée en miroir par rapport au courant de Stokes dans le cas où il n'y a pas de friction. (Tiré de [Xu et Bowen, 1994](#)).

et limite le nombre de champs archivés dans les fichiers produits par WW3. Enfin, la prise en compte, même simplifiée, de la rétroaction des vagues sur le courant eulérien permet un saut qualitatif par rapport à des études similaires en Méditerranée (Liubartseva et al., 2018) et mer Noire (Stanev et Ricker, 2019) où le courant déplaçant les particules résulte à priori d'une simple addition du courant eulérien et du courant de Stokes prédits séparément de manière non couplée, le premier par un modèle de circulation générale ne prenant pas en compte l'effet des vagues, le second par un modèle de vagues. Dans ce type d'approche, la force anti-stokes n'est pas prise en compte et on peut donc penser que l'effet de la dérive de Stokes y est surreprésenté. Dans des figures à suivre où les différentes composantes du courant seront présentées, il faut donc réaliser que le courant eulérien a été modifié par la force anti-stokes prise en compte dans les équations des moments 4.1 et 4.2.

Les équations générales du modèle SYMPHONIE (Section 3.2.2.1) ont donc été modifiées pour prendre en compte le forçage par les vagues sur l'hydrodynamique telles que :

$$\frac{d\hat{u}}{dt} - f(\hat{v} + V_s) = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_m \frac{\partial \hat{u}}{\partial z} \right) + \Delta^2 \hat{u} \quad (4.1)$$

$$\frac{d\hat{v}}{dt} + f(\hat{u} + U_s) = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_m \frac{\partial \hat{v}}{\partial z} \right) + \Delta^2 \hat{v} \quad (4.2)$$

$$\frac{dT}{dt} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_h \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \Delta T + \frac{\partial}{\partial z} I \quad (4.3)$$

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_h \frac{\partial S}{\partial z} \right) + \Delta S \quad (4.4)$$

Les équations 4.1 et 4.2 calculent les composantes horizontales du courant eulérien. Le courant total (u, v) est la somme des vitesses eulériennes (\hat{u}, \hat{v}) et des vitesses de Stokes (U_s, V_s) :

$$\begin{cases} u = \hat{u} + U_s \\ v = \hat{v} + V_s \end{cases} \quad (4.5)$$

Le courant vertical total est déduit de l'équation de la continuité :

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (4.6)$$

L'élévation de la surface est donnée par la divergence du transport :

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} = -\frac{\partial H \bar{u}}{\partial x} - \frac{\partial H \bar{v}}{\partial y} \quad (4.7)$$

ce dernier étant le produit de la hauteur d'eau totale :

$$H = h + \eta \quad (4.8)$$

et du courant total moyenné sur la verticale :

$$(\bar{u}, \bar{v}) = \frac{1}{H} \int_{-h}^{\eta} (u, v) dz \quad (4.9)$$

Le courant total est utilisé pour l'advection des champs, à savoir que l'opérateur de dérivation du premier terme au membre de gauche des équations 4.1 - 4.4 s'écrit :

$$\frac{d}{dt} = \frac{\partial}{\partial t} + u \frac{\partial}{\partial x} + v \frac{\partial}{\partial y} + w \frac{\partial}{\partial z} \quad (4.10)$$

Au membre de droite des éq. 4.1-4.4, le terme $\frac{\partial}{\partial z} K_m \frac{\partial}{\partial z}$ est le gradient du flux vertical turbulent, les viscosités et diffusivités verticales turbulente K_m et K_h étant calculées par le schéma de fermeture turbulente (k-epsilon ici). Les flux turbulents à la surface sont donnés par les flux turbulents océan/atmosphère et au fond par le stress de fond en ce qui concerne les vitesses et par une condition de flux nul en ce qui concerne T et S . Les symboles Δ^2 et Δ font respectivement référence à des opérateurs de diffusion horizontale de type biharmonique et laplacien. Enfin le dernier terme au membre de droite de l'éq. 4.3 représente le réchauffement solaire.

Les caractéristiques des vagues utilisées dans notre étude pour le forçage des courants sont des moyennes horaires. Elles sont calculées sur une grille de plus basse résolution qui ne garde qu'une maille sur deux de la grille du modèle SYMPHONIE.

4.2.4 Effet des vagues sur les courants

Les Figures 4.5, 4.7, 4.6 illustrent l'effet de la dérive de Stokes sur les courants de surface. Les sous-bassins où la dérive de Stokes moyenné sur l'année est la plus forte sont le bassin Levantin au sud-est de la Crête et le centre de la Méditerranée occidentale. A l'inverse, ils sont relativement faibles en mer Adriatique, en mer des Baléares et sur le plateau continental entre la Tunisie et la Libye (Figure 4.5). Bien que le fait de moyennner les courants sur l'année atténue leur intensité, les vitesses de Stokes sont de manière générale plus faibles que les courants eulériens. C'est pourquoi l'effet de la dérive de Stokes sur l'hydrodynamique est très faible à l'échelle de la Méditerranée et ne se voit que très peu sur des représentations de moyennes annuelles des courants.

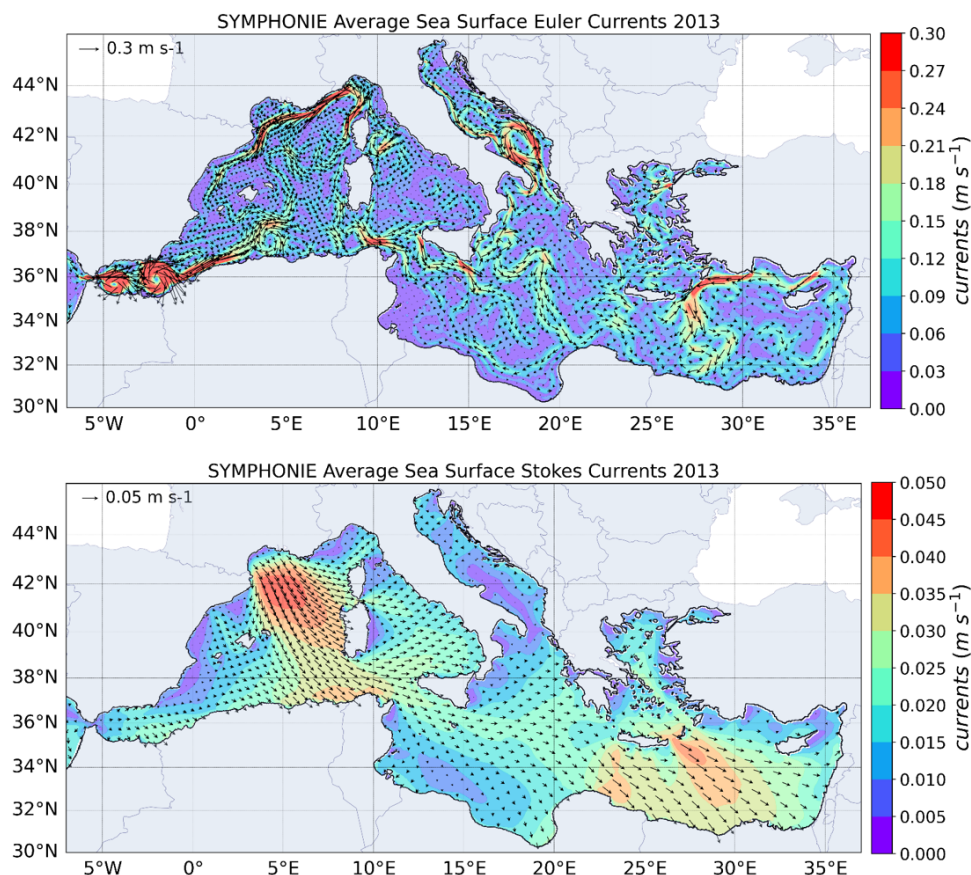


FIGURE 4.5 – Courants de surface eulériens suivis de la dérive de Stokes en surface moyennés sur l'année 2013. Noter les échelles de vitesses différentes pour les deux figures.

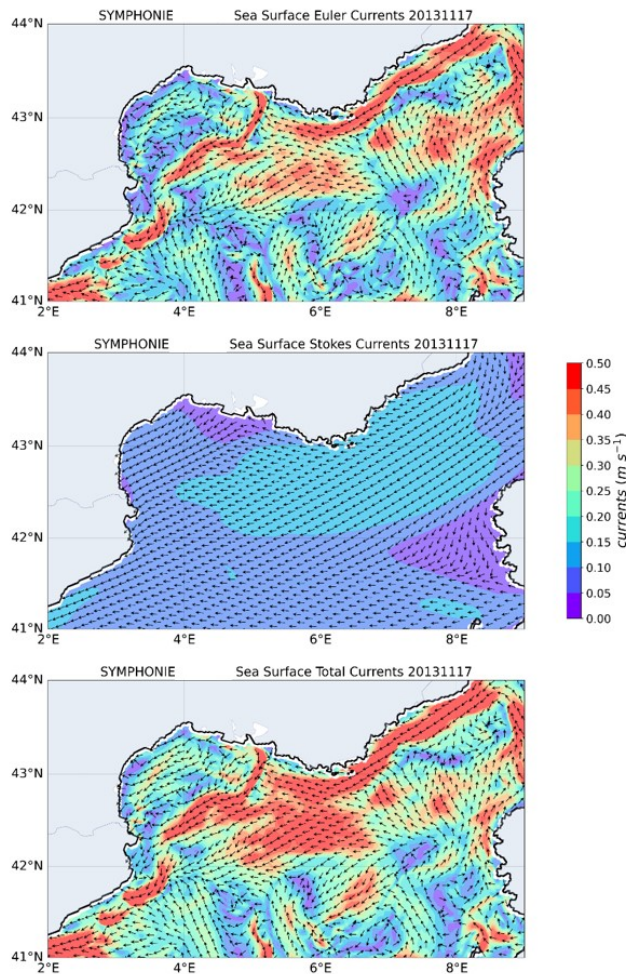


FIGURE 4.6 – Cartographie des courants lors d'un épisode de vent d'est - sud-est. Courants de surface eulériens suivis de la dérive de Stokes puis des courants totaux lors d'un épisode de vent d'est - sud-est dans le Golfe du Lion (le 17 novembre 2013).

En revanche, à l'échelle régionale lors d'épisodes de vent fort, l'influence de la dérive de Stokes sur les courants de surface est bien plus marquée (Figures 4.7 et 4.6).

La Figure 4.6 montre les courants dans le Golfe du Lion lors d'un épisode de vent d'est-sud-est le 17 novembre 2013, on voit que la dérive de Stokes en accord avec l'orientation du vent, accentue légèrement l'intrusion du Courant Nord dans le Golfe du Lion. De tels événements sont propices à un fort échouage des particules sur les côtes situées à l'ouest du Golfe du Lion. Une intrusion plus forte du Courant Nord dans le Golfe du Lion est de plus susceptible de retarder l'accumulation des particules rejetées par le Rhône en mer des Baléares.

Lors d'épisodes particuliers de vent de Nord, tel que le 27 décembre 2013 dans le Golfe du Lion et le 20 février 2015 dans le bassin Levantin, la circulation est modifiée sous l'effet de la dérive de Stokes (Figure 4.7). Contrairement aux courants moyens sur l'année, l'intensité de la dérive de Stokes y est du même ordre de grandeur que les courants. Par endroit, tel que dans le gyre de Rhodes sur les cartes du bassin Levantin (29°E, 34.5°N), la dérive de Stokes est même plus forte que les courants. Les vagues induisent ainsi une augmentation générale des valeurs de vitesses des courants.

Dans l'exemple du Golfe du Lion cette augmentation est particulièrement forte au sud du Courant Nord. Cette situation peut dévier les trajectoires des particules dérivant dans le Courant Nord et les rediriger vers le centre du bassin occidental au lieu de les faire longer la côte espagnole jusqu'en mer des Baléares.

Dans l'exemple du bassin Levantin, l'augmentation des vitesses du courant se voit notamment au Sud, le long des côtes. La dérive de Stokes contribue à intensifier la circulation cyclonique à l'échelle du bassin. On peut également penser qu'avec l'orientation de la dérive de Stokes du Nord-Ouest au Sud-Est, l'échouage des particules soit amplifié sur les côtes égyptiennes et israéliennes.

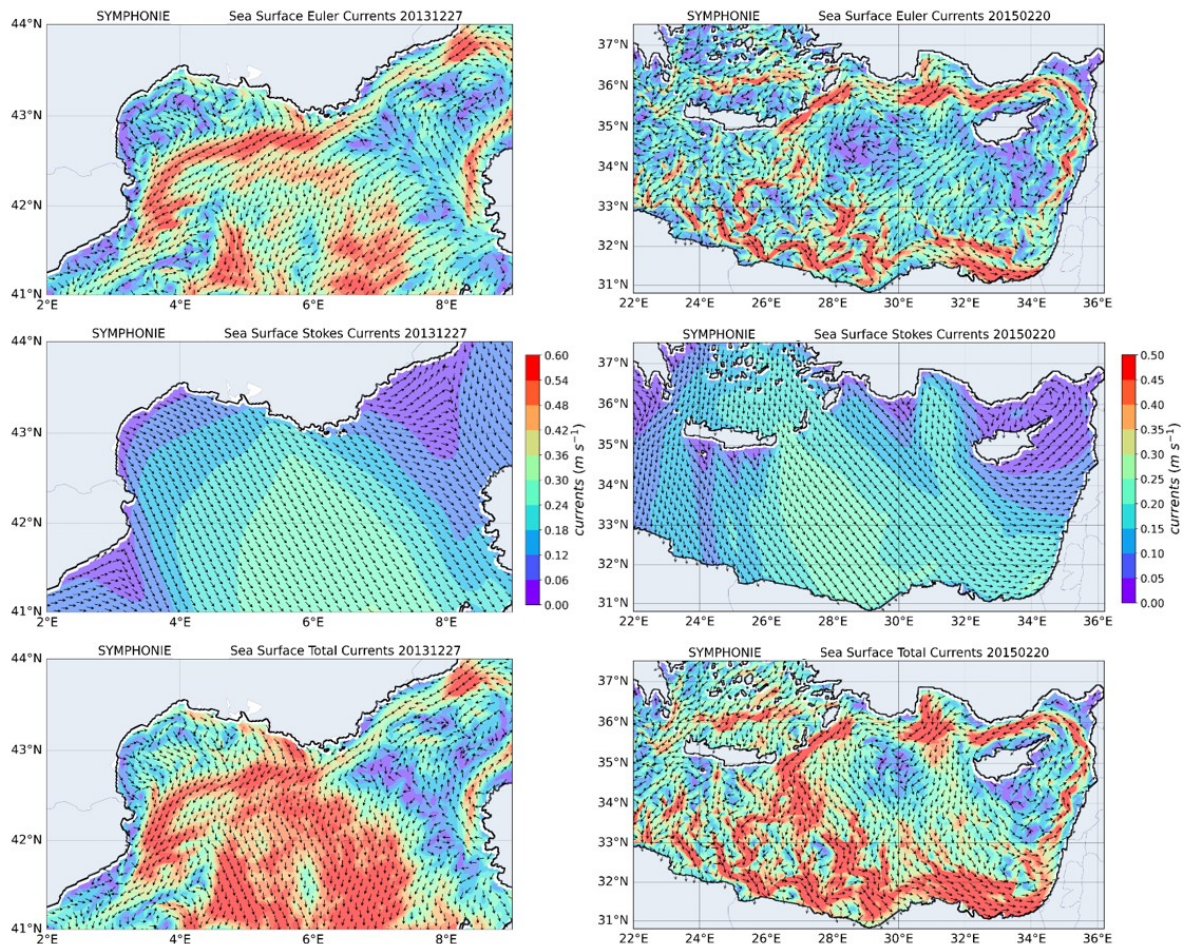


FIGURE 4.7 – Cartographie des courants lors d'un épisode de vent de nord-ouest - nord. Courants de surface eulériens suivis de la dérive de Stokes puis des courants totaux lors d'un épisode de vent de nord-ouest - nord le 27 décembre 2013 dans le Golfe du Lion (gauche) et le 20 février 2015 dans le bassin Levantin (droite).

4.3 Résultats : identification des potentielles zones d'accumulation

4.3.1 Distribution des microplastiques en surface

4.3.1.1 Panache de dispersion des principales sources fluviales

La Figure 4.8 montre des probabilités de présence des MP flottants très fortes en mer Adriatique, dans le Golfe de Tarente au nord de la mer Ionienne, dans le Golfe du Lion et en mer des Baléares. Elles y sont 5 à 10 fois supérieures aux probabilités de présence en mer Tyrrhénienne, au centre du bassin Ionien et dans la bande côtière du bassin Levantin et jusqu'à 50 fois supérieures aux probabilités calculées à la surface de la mer d'Alboran, de la mer Egée et au centre du bassin Levantin.

Cette carte révèle naturellement les principales sources fluviales considérées dans notre étude et les trajectoires privilégiées par les particules. Les apports de MP au nord de l'Adriatique sont nombreux provenant principalement du Pô mais aussi des bassins versants de l'Adige, du Bacchiglione et Brenta, du Torre et Isonzo. Les particules provenant de ces fleuves suivent la circulation cyclonique dans le bassin et longent la côte ouest de l'Adriatique vers le détroit d'Otrante (Figure 4.5). Les flux émanant de la côte sud-est de l'Adriatique et notamment du

Drin en Albanie et du Neretva en Croatie sont également identifiables et sont entraînés vers le nord le long de la côte est par le gyre cyclonique sud-Adriatique qui tend à piéger les particules flottantes en son centre. La partie du flux de particules qui n'est pas piégée par le gyre, parvient à sortir par le détroit en longeant les côtes italiennes jusqu'au Golfe de Tarente.

En Méditerranée occidentale, le panache issu du Rhône est particulièrement visible. Les particules sortent préférentiellement au sud du Golfe du Lion (semblable à la situation modélisée par Liubartseva et al. (2018) tenant également compte de la dérive de Stokes) et les probabilités de passage sont ensuite fortes en mer des Baléares comme nous l'avons vu dans le Chapitre 3. Cela dit, les trajectoires des particules semblent beaucoup moins passer à l'ouest du Golfe du Lion et le long de la côte espagnole du Cap Béar à Barcelone qu'elles ne le faisaient dans les simulations sans les vagues exploitées dans le chapitre précédent. Ce point reste à vérifier en effectuant des simulations plus comparables.

La dispersion du panache provenant du Nil est quant à elle moins visible. Comme le vent et la dérive de Stokes sont majoritairement dirigés du nord-ouest au sud-est dans le bassin Levantin suivant les Étésiens qui soufflent de la Mer Egée, un fort échouage est attendu sur le littoral égyptien et israélien. Le flux de particules est plaqué contre la côte et dirigé vers l'est en suivant la circulation cyclonique qui remonte le long de la côte est puis au nord de Chypre où les flux provenant des fleuves turcs tels que le Seyhan et le Ceyhan sont également forts. La circulation à l'échelle du sous bassin est ensuite fermée par des courants dirigés vers le sud au niveau de la Crète (Figure 4.5).

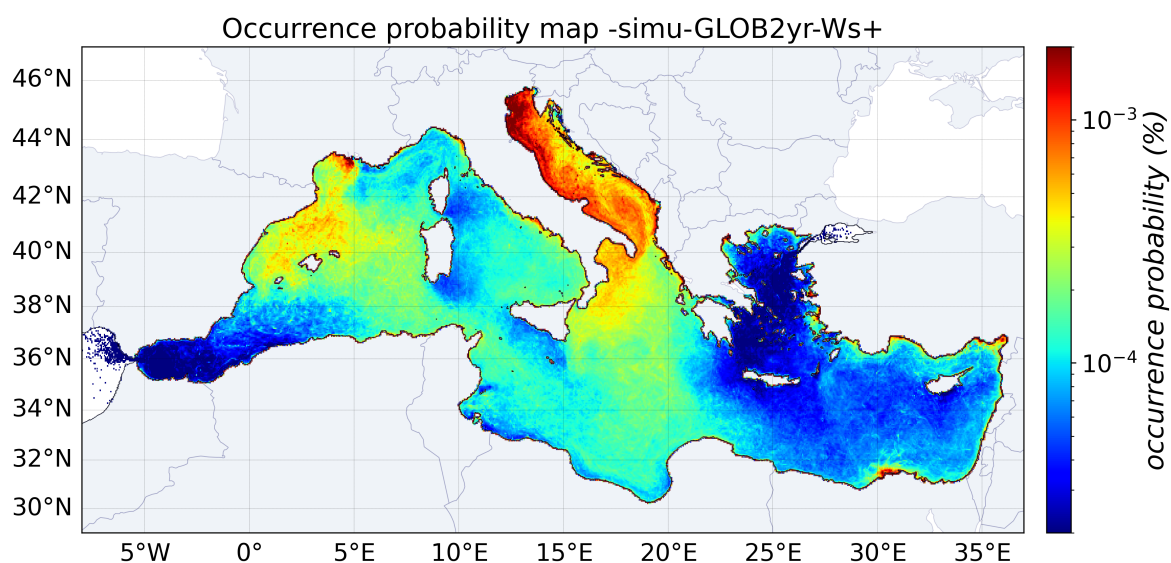


FIGURE 4.8 – Carte de probabilité de présence (mailles 0.05°) mettant en évidence les trajectoires préférentielles des particules flottantes provenant des sources fluviales en Méditerranée. Les probabilités sont calculées en enregistrant les positions des particules tous les 20 jours pendant 2 ans d'advection dans les courants et en divisant le nombre de positions dans chaque maille par le nombre total de positions ($\approx 3,2$ milliards ici). La somme des probabilités de toutes les mailles est égale à 100 %.

4.3.1.2 Bilan des transferts par sous-bassin

La circulation océanique entraîne donc des transferts plus ou moins importants des particules fluviales entre les différents sous-bassins. La Figure 4.9 permet d'évaluer les transferts résultants entre les bassins en comparant le nombre total de particules lâchées dans chaque sous-bassin durant les 2 années de largage au nombre final de particules retrouvées par sous-bassin après 2 ans de dérive. Nous constatons ainsi que dans certains sous-bassins, les quantités finales sont

supérieures au nombre de particules lâchées, ce qui signifie que les flux entrants provenant des autres sous-bassins sont supérieurs aux flux sortants vers les autres sous-bassins. De tels sous-bassins tendent donc à accumuler les particules. Au contraire, les sous-bassins caractérisés par des quantités finales inférieures au nombre de particules lâchées, tendent plutôt à se vider au cours du temps puisque les flux de particules entrants provenant des autres sous-bassins y sont inférieurs aux flux sortants vers les autres sous-bassins (Figure 4.9).

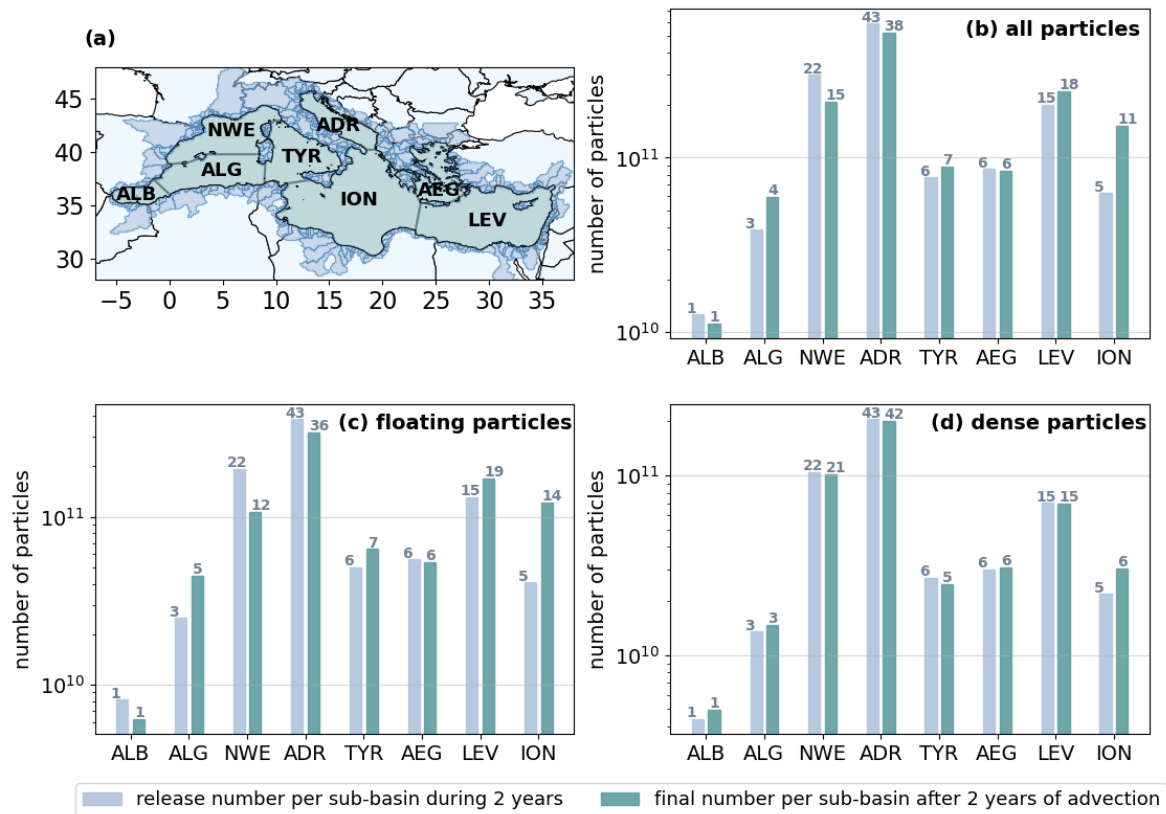


FIGURE 4.9 – Comparaison du nombre total de particules lâchées dans les sous-bassins durant 2 années de largages avec le nombre de particules retrouvées dans les sous-bassins après 2 ans de dérive. Afin de retrouver les quantités prédites par le modèle d'apports fluviaux, les valeurs ont été multipliées par 10 000 puisque chaque particule larguée dans le modèle représente 10 000 MP. Les pourcentages indiqués au-dessus des barres d'histogramme sont calculés en normalisant le nombre de particules par sous-bassin par le nombre total de particules lâchées dans l'ensemble de la mer Méditerranée pendant 2 ans (i.e. [b] 1 364 milliards au total dont [c] 886 milliards de MP flottantes et [d] 478 milliards de MP denses). [a] Les sous bassins sont ALB : mer d'Alboran, ALG : bassin Algérien, NWE : bassin Nord-Occidental, TYR : mer Tyrrhénienne, ION : bassin Ionien, ADR : mer Adriatique, AEG : mer Egée, LEV : bassin Levantin.

Le Tableau 4.1 chiffre les transferts de particules flottantes illustrés sur la Figure 4.9c. Le bassin qui exporte le plus grand nombre de particules est le bassin Nord-Occidental : environ 43 milliards de MP par an soit près de 45 % de ses apports fluviaux annuels. La principale source fluviale de MP dans ce bassin est le Rhône et la dispersion de son panache est dirigée vers le Sud où les particules restent piégées temporairement le long du front Nord-Baléares (Chapitre 3). En fonction des conditions hydrodynamiques, une partie des particules accumulées sur ce front continue jusqu'en mer des Baléares en suivant le Courant Nord et une autre partie est évacuée au nord-est de Minorque, rejoignant des courants assez forts dirigés vers le sud qui les transportent vers le bassin Algérien. Le flux de surface est ensuite séparé en deux au niveau de la pointe de la Sicile, d'une part vers le bassin Ionien et d'autre part remontant en mer Tyrrhénienne. Les sources de MP du bassin Nord-Occidental contribuent donc à une augmentation de 10 milliards de MP flottants par an dans le bassin Algérien, soit 77 % de ses sources fluviales. Le

bassin Algérien est notamment un bassin de transit sur le chemin des particules vers la mer Tyrrhénienne qui subit une augmentation annuelle de 7 milliards de MP flottants et vers le bassin Ionien qui réceptionne les particules provenant du bassin occidental mais également de l'Adriatique. Le flux de particules flottantes entrant dans le bassin Nord-Occidental est bien plus faible : le détroit entre la Corse et l'Italie limite l'exportation des particules flottantes de la mer Tyrrhénienne vers la mer Ligure.

A l'est de la Méditerranée, nous avons vu qu'une partie du flux de particules déployées en Adriatique rejoint le Golfe de Tarente situé au nord du bassin Ionien (Figure 4.8). Le flux sortant de l'Adriatique au niveau du détroit est généralement plus fort que le flux entrant ce qui entraîne une diminution de 31 milliards de MP flottants par an en Adriatique ne représentant que 16 % de ses apports fluviaux annuels (Tableau 4.1). Ces exports provenant de l'Adriatique combinés à ceux provenant du bassin occidental entraînent une augmentation d'environ 40 milliards de MP flottants dans le bassin Ionien. Le bassin Ionien est le seul bassin pour lequel les transferts provenant des autres bassins sont 2 fois plus élevés que ses apports fluviaux annuels (+197 %).

Ainsi, bien que ses apports fluviaux soient faibles, le bassin Ionien est une zone stratégique dans le transfert et le stockage des particules flottantes en Méditerranée. Une partie des particules regroupées dans le bassin Ionien rejoignent le bassin Levantin qui subit une augmentation de 19 milliards de MP flottants par an représentant 29 % de ses sources fluviales (Tableau 4.1). La circulation cyclonique de surface qui ferme le bassin Levantin au sud de la Crête réduit l'export des particules vers les bassins adjacents. La circulation en mer Egée est complexe du fait des nombreuses îles qui la composent, elle n'exporte ainsi que 3 % de ses apports fluviaux soit moins de 1 milliard de MP flottants par an. Le flux d'eau dessalée et légère issu de la Mer Noire produit une circulation de surface cyclonique le long du bassin nord Égéen puis de la côte est de la Grèce. Il est possible que ce courant constitue une barrière pour les particules émises par les fleuves situés principalement sur la côte nord de la Grèce. La présence de baies profondes tend également à augmenter la rétention des particules émises par les fleuves qui s'y déversent. La côte turque, à l'est, est aussi très découpée mais c'est sans doute surtout la présence d'îles qui tend à augmenter le confinement des eaux de surface à proximité des côtes. Finalement, on peut aussi noter que l'absence de rejets en Mer de Marmara par le détroit du Bosphore impacte probablement la distribution des particules en Mer Egée.

TABLE 4.1 – Quantification annuelle des transferts de particules flottantes par sous-bassin. Les transferts entre les bassins (en %) représentent la différence entre les pourcentages après 2 ans de dérive et les pourcentages de lâchés affichés au-dessus des barres d'histogramme de la Figure 4.9c.

Bassin	Apports fluviaux (10 ⁹ MP.an ⁻¹)	Transferts avec les autres bassins (10 ⁹ MP.an ⁻¹)	Transferts avec les autres bassins par rapport aux apports fluviaux (en %)	Transferts avec les autres bassins en % du nombre total de MP en Med
ALB	4	-1	-23	-0.2
ALG	13	+10	+77	+2.2
NWE	97	-43	-45	-9.8
ADR	191	-31	-16	-7.0
TYR	25	+7	+28	+1.6
AEG	28	-1	-3	-0.2
LEV	66	+19	+29	+4.4
ION	20	+40	+197	+9.0

Finalement, ce qui transparaît globalement c'est une fuite des particules des sous-bassins situés le plus au nord de la Méditerranée (NWE, ADR) vers les sous-bassins situés le plus au sud (ALG, ION, LEV). Le bassin Nord-Occidental exporterait chaque année près de la moitié de ses apports fluviaux annuels de particules flottantes vers les autres bassins. Ceci implique que si les apports fluviaux étaient stoppés, la diminution du nombre de particules à la surface de ce bassin serait rapide. En revanche, le bassin Ionien importerait chaque année l'équivalent de 2 fois ses sources fluviales de particules flottantes. Il pourrait donc être ce qui s'apparente le plus à une zone d'accumulation sur le long terme.

4.3.1.3 Suivi temporel des particules flottantes

Afin d'observer ces transferts au cours du temps, les Figures 4.10 et 4.11 montrent deux panneaux de suivi temporel permettant de suivre les exports et accumulations potentiels. La Figure 4.10 présente les densités de particules flottantes pour différents temps de dérive, c'est-à-dire que sur chaque carte du panneau, les 88.6 millions de particules flottantes simulées ont toutes la même durée de vie (i.e. 1 mois, 3 mois, 6 mois, 1 an puis 2 ans) quelle que soit leur date de largage. Par opposition, la Figure 4.11 présente les densités de particules flottantes pour différents temps de simulation, c'est-à-dire que les cartes de ce panneau suivent la chronologie de la simulation et le largage continu sur 2 ans des particules aux embouchures des fleuves. Les particules représentées sur cette dernière figure n'ont donc pas toutes la même durée de vie et les cartes ne montrent pas le même nombre de particules, ce nombre augmente au cours du temps. La Figure 4.10 illustre bien les transferts qui interviennent entre les sous-bassins. Les cartes à 1 mois et 3 mois de dérive montrent clairement que les bassins Nord-Occidental et Adriatique dispersent rapidement leurs forts apports fluviaux vers le centre puis le sud des sous-bassins. Les densités de MP très fortes au nord de l'Adriatique à 1 mois, s'homogénéisent en moins de 6 mois à la surface du bassin. Le gyre cyclonique situé au sud accumule ensuite progressivement les particules au cours de la première année. Les concentrations y sont fortes même au bout de 2 ans de dérive mais c'est dû en partie au fait que les sources fluviales en Adriatique sont les plus fortes de toute la Méditerranée car comme nous l'avons vu précédemment, sur un plus long terme, le bassin tend à exporter d'importantes quantités de particules (Figure 4.9 et 4.1). Le resserrement de l'Adriatique au détroit d'Otrante limite très certainement aussi les échanges en surface entre le gyre cyclonique et l'extérieur du bassin contrairement au bassin Nord-Occidental beaucoup plus ouvert.

Les concentrations à la surface du Golfe du Lion diminuent exponentiellement : d'un ordre de grandeur en 3 mois de dérive, de 2 ordres de grandeur en 6 mois et jusqu'à 3 ordres de grandeur en 1 an (Figure 4.10). Le temps de résidence des particules à la surface du Golfe du Lion est donc en moyenne très court par rapport à celui de l'Adriatique. Cet export rapide des particules se fait au profit d'une forte accumulation en mer des Baléares et sur la zone frontale Nord-Baléares. La Figure 4.11 montre que lorsque les apports fluviaux sont continus, l'accumulation sur ce front Nord-Baléares est visible en continu. Cependant ce front ne piège pas les particules sur le long terme car nous pouvons remarquer sur la Figure 4.10 qu'au-delà d'une année de dérive, les particules s'échappent vers le sud-est et la zone d'accumulation se dissipe (dans le Chapitre 3, cette dissipation s'achevait en 8 à 10 mois pour les particules issues du Rhône uniquement). Cette zone frontale est donc caractéristique d'une zone d'accumulation transitoire en situation réaliste lorsque l'émission de particules par les fleuves est continue comme c'est le cas sur la Figure 4.11.

La Figure 4.10 confirme l'accumulation sur le long terme des particules dans le bassin Ionien qui montre une augmentation globale des concentrations moyennes à sa surface au cours de la première année alors que les bassins cités précédemment voient leurs concentrations diminuer.

Après 2 ans de dérive, les concentrations de surface y sont du même ordre de grandeur que les concentrations en Adriatique alors que ses sources sont presque dix fois plus faibles (Tableau 4.1). L'accumulation dans le bassin Levantin prédite par la Figure 4.9 et le Tableau 4.1 se fait principalement au Sud et l'accumulation en mer Tyrrhénienne se fait au centre du bassin (Figure 4.10).

Au niveau du détroit de Gibraltar, comme les eaux atlantiques entrent en surface et les eaux denses méditerranéennes sortent en profondeur, la fuite des particules flottantes vers l'Océan Atlantique est négligeable : environ un million de particules flottantes seulement ont rejoint l'Atlantique en 2 ans d'advection sur les 886 milliards de particules flottantes déployées. Le taux de fuite vers l'Atlantique obtenu en surface est donc d'environ 0.00015 % par an. Bien que très peu de particules flottantes sortent du bassin méditerranéen, la Figure 4.10 montre une diminution nette des densités de particules en surface au bout de 2 ans de dérive : elles sont divisées par 5 entre la carte à 1 an et celle à 2 ans de dérive. Ceci indique que l'échouage est fort en Méditerranée. C'est pourquoi les concentrations en surface ne doublent pas sur la Figure 4.11 entre la carte à 1 an et la carte à 2 ans de simulation alors que les apports fluviaux eux ont été multipliés par deux.

Finalement, la carte à 2 ans de simulation de la Figure 4.11 est ce qui se rapproche le plus dans notre simulation d'une approximation d'un état stationnaire des concentrations à la surface de la Méditerranée. Cela se justifie d'une part, par le fait que 2 ans de dérive suffisent pour achever le transfert des particules des sous-bassins occidentaux vers les sous-bassins orientaux (visible sur la Figure 4.10) et d'autre part, par le fait qu'en considérant des apports fluviaux continus tel que sur la Figure 4.11, il y a beaucoup moins de différence entre les cartes à 1 an et 2 ans de simulation qu'entre les cartes à 6 mois et 1 an. Une troisième année de largage nous permettrait de vérifier la convergence des concentrations, en particulier dans le bassin oriental.

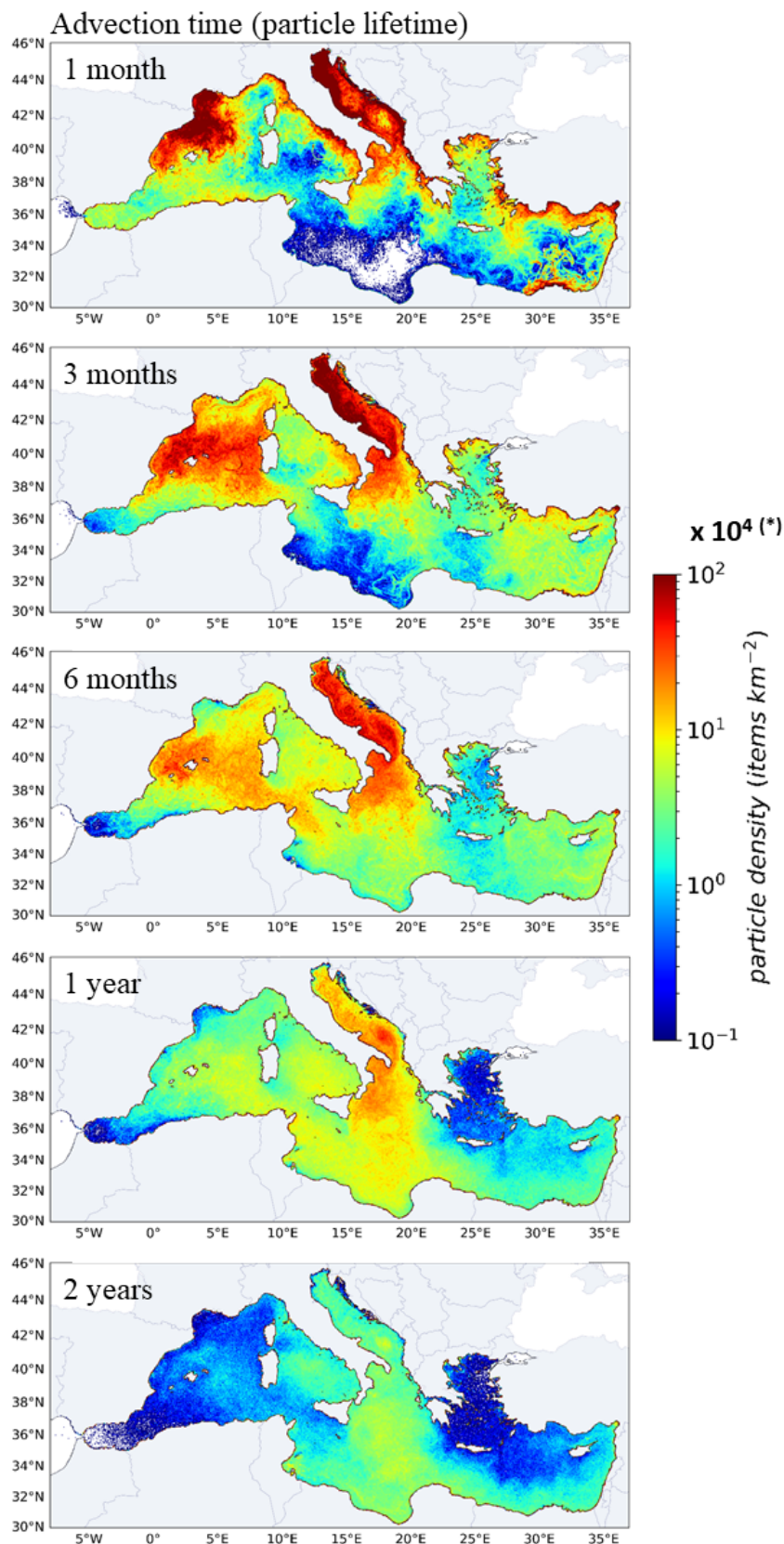


FIGURE 4.10 – Densités de particules flottantes pour différents temps de dérive (advection). Les 886 milliards de MP flottants largués à l'embouchure des fleuves ont donc toutes la même durée de vie sur chacune des cartes du panneau (i.e. 1 mois, 3 mois, 6 mois, 1 an et 2 ans) quelle que soit leur date de largage. (*) Afin de retrouver les valeurs prédites par le modèle d'apports fluviaux, les concentrations doivent être multipliées par 10^4 puisque chaque particule larguée dans le modèle représente 10^4 MP.

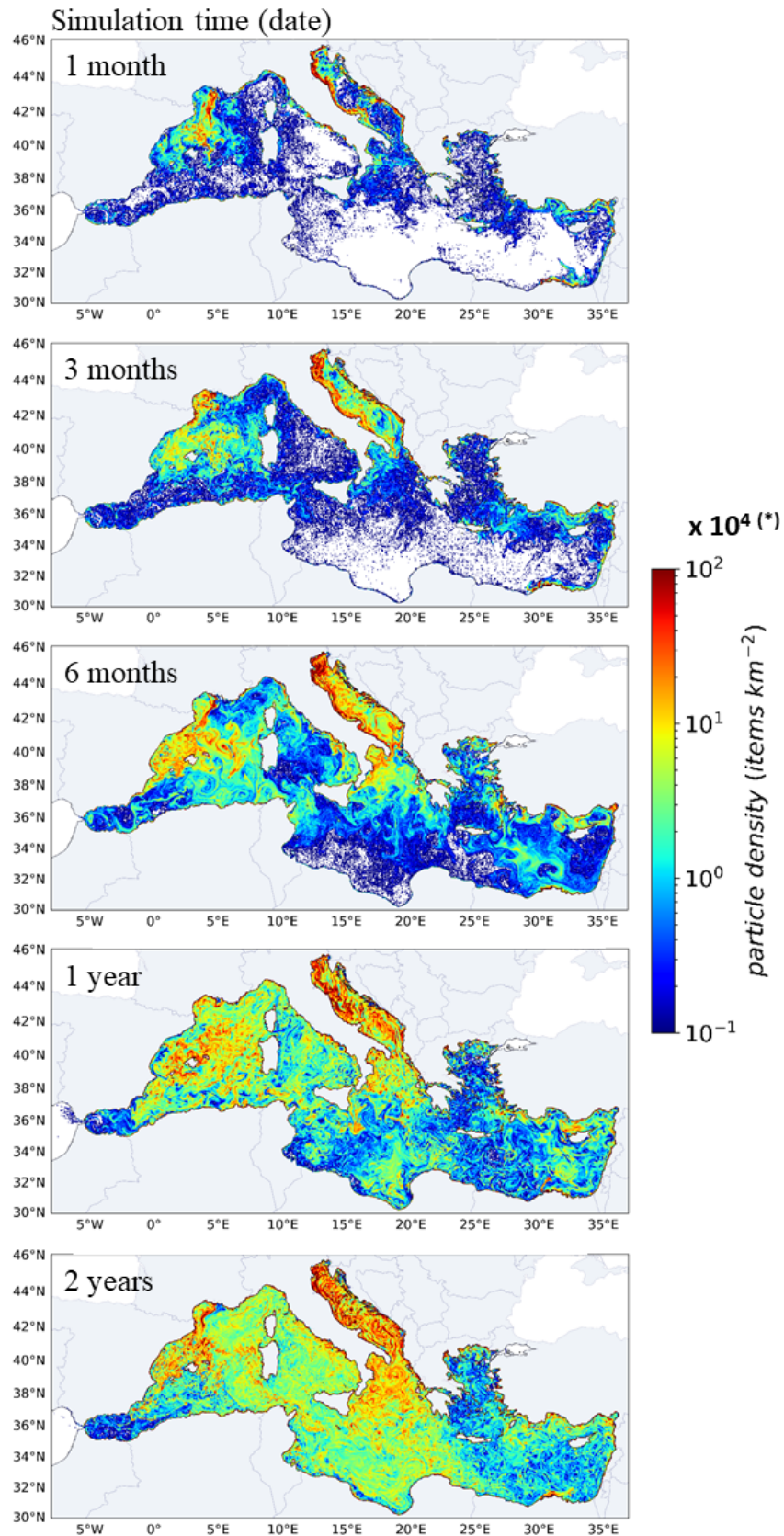


FIGURE 4.11 – Densités de particules flottantes pour différents temps de simulation (i.e. situation à une date donnée). Ici, les particules représentées n'ont donc pas toutes le même temps d'advection dans les courants : le largage des particules à l'embouchure des fleuves étant continu pendant 2 années, les plus vieilles particules ont 2 ans alors que les plus jeunes ont 1 jour. Il n'y a donc pas le même nombre de particules sur toutes les cartes. (*) Afin de retrouver les valeurs prédites par le modèle d'apports fluviaux, les concentrations doivent être multipliées par 10^4 puisque chaque particule larguée dans le modèle représente 10^4 MP.

4.3.2 Comparaisons aux observations de surface

4.3.2.1 Comparaisons régionales

La Figure 4.11 sera utilisée dans la suite pour comparer les résultats de la modélisation aux observations. Nous nous focaliserons plus précisément sur la dernière carte de la Figure 4.11 présentant les concentrations de surface à 2 ans de simulations. Le recensement d'un maximum d'études de la littérature fournissant des observations sur les MP en Méditerranée (basé sur Mansui et al., 2020) a permis de compiler 476 mesures échantillonnées en surface à l'aide de filets à plancton entre 1997 et 2019. La résolution spatiale et temporelle des observations est faible et des zones clés telles que le bassin Ionien et le bassin Levantin sont peu couvertes. Les mesures sont en effet majoritairement localisées en mer Adriatique, en mer Ligure et des transects à haute résolution spatiale ont été faits entre les Baléares et la Sardaigne et entre la Sardaigne et la Sicile (Figure 4.12) mais cela ne nous donne pas d'information sur la variabilité temporelle des concentrations. Globalement, les concentrations observées sont 1 ordre de grandeur au-dessus des concentrations modélisées après nos 2 années de simulations.

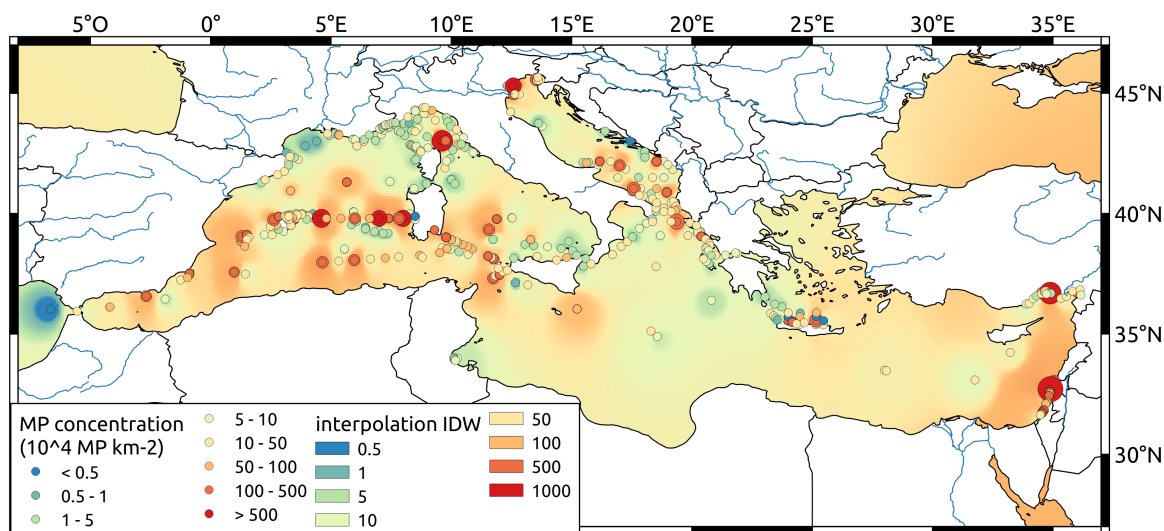


FIGURE 4.12 – Mesures de concentration de MP (particule km⁻²) à la surface de la mer Méditerranée et interpolation IDW (Inverse Distance Weighting) à partir des mesures in situ (paramètre de puissance p = 4). (Les observations sont issues de Kornilios et al., 1998; Collignon et al., 2012, 2014; de Lucia et al., 2014; Cózar et al., 2015; Gajšt et al., 2016; Suaria et al., 2016; Pedrotti et al., 2016; Ruiz-Orejón et al., 2016, 2018, 2019; Fossi et al., 2017; Güven et al., 2017; Vianello et al., 2018; Gündoğdu, 2017; Gündoğdu et al., 2018; Bainsi et al., 2018; Schmidt et al., 2018b; van der Hal et al., 2017; Zeri et al., 2018; de Haan et al., 2019; Camins et al., 2020; Zayen et al., 2020).

Zone côtière

Les plus fortes concentrations de toute la Méditerranée ont été mesurées dans la zone côtière du bassin Levantin : d'une part le long de la côte israélienne, entre 0.2 et 14 millions de MP.km⁻² (van der Hal et al., 2017) et d'autre part au nord-est du bassin le long des côtes turques, entre 0.2 et 19 millions de MP km⁻² (Gündodu, 2017). La côte israélienne voit passer les particules émises par le Nil, 4^e source fluviale en Méditerranée d'après notre modèle d'apports avec 44 milliards de MP exportés par an, qui longe la côte égyptienne puis israélienne en suivant la circulation cyclonique du bassin. Au nord-est du bassin, les apports fluviaux du Seyhan sont considérés comme la 9^e plus grande source de MP dans notre simulation avec un flux d'environ

9.4 milliards de MP par an. [Gündodu et al. \(2018\)](#) rapporte notamment le maximum de 19 millions de MP.km^{-2} observé à l'ouest de l'embouchure après une crue du Seyhan.

En Adriatique, des concentrations maximales ont également été mesurées en zone côtière, au nord-ouest du bassin : entre 0.5 et 5 millions de MP.km^{-2} ([Vianello et al., 2018](#)). Les sources de MP y sont les plus abondantes de toute la Méditerranée d'après notre modèle d'apports fluviaux : les bassins versants du Pô, de l'Adige et du Bacchiglione et Brenta cumulent des flux annuels de l'ordre de 118 milliards de MP. Au nord-est de l'Adriatique, notre modèle prédit des flux annuels de 12 milliards de MP exportés par le bassin versant du Torre et Isonzo vers la baie de Trieste. [Gajšt et al. \(2016\)](#) y mesurent notamment des concentrations allant jusqu'à 3 millions de MP.km^{-2} .

A l'ouest, [Ruiz-Orejón et al. \(2018\)](#) ont prélevé des échantillons dans les eaux côtières des Baléares et montrent que les concentrations les plus élevées (jusqu'à 4 millions MP.km^{-2}) sont mesurées proches des côtes nord des îles. Nous avons vu dans le Chapitre 3 qu'en fonction des conditions hydrodynamiques, 3 à 4.4 milliards de MP flottants émis par Rhône s'échoueraient chaque année sur les côtes des îles Baléares après s'être accumulées sur le front Nord-Baléares et en mer des Baléares. D'après notre modèle d'apports fluviaux, le Rhône est la première source de MP en Méditerranée avec un flux estimé à environ 102 milliards de MP par an. Couplés au flux de particules provenant des côtes nord-espagnoles et notamment de l'Ebre, ces apports fluviaux sont certainement responsables de ces fortes concentrations mesurées près des côtes nord Baléares.

A l'inverse, les prélèvements effectués en mer Ligure proche des côtes italiennes et françaises montrent des concentrations plus faibles comprises entre 0.005 et 0.5 millions de MP.km^{-2} ([Pedrotti et al., 2016](#); [Baini et al., 2018](#)). Bien que secondaire, l'Arno est le plus grand fleuve qui déverse ses eaux en mer Ligure mais les concentrations mesurées proches de son embouchure sont faibles. De plus, les forts apports provenant du Tibre situé bien plus au sud semblent rester concentrés en mer Tyrrhénienne et les échanges avec la mer Ligure sont limités par le détroit entre la Corse et l'Italie. La mer Ligure est de plus peu impactée par les apports du Rhône puisque le Courant Nord les ramène en majorité vers le Sud-Ouest.

Nous remarquons donc une bonne corrélation entre les mesures de concentration de MP prélevées dans la zone côtière et l'intensité des sources fluviales considérées dans notre étude. La proximité des gros bassins versants induit de fortes concentrations et des événements ponctuels tels que les crues peuvent fortement accroître les valeurs mesurées dans la zone côtière. Les fleuves semblent donc bien être des sources majeures de MP dans le milieu marin et notre modèle d'apports fluviaux semble reproduire correctement les zones de hotspot observées en domaine côtier.

Observations hauturières

Plus au large, de fortes concentrations qui dépassent le million de MP.km^{-2} ont également été observées, notamment par [Suaria et al. \(2016\)](#). Les mesures en nombre de MP de cette étude ne peuvent cependant pas être confrontées, dans l'absolu, aux autres études car la maille de filet utilisé pour le prélèvement des MP est plus fine (200 μm) que la maille standard (300 μm). Cela dit, les auteurs reportent de très fortes concentrations au sud de l'Adriatique au niveau du gyre sud que nous avons identifié dans notre modélisation comme une zone d'accumulation transitoire avec des concentrations comprises entre 0.1 et 1 million de MP.km^{-2} (Figure 4.11). De très fortes concentrations ont aussi été observées à l'est des Baléares entre Minorque et la Sardaigne ce qui est compatible avec la fuite des particules de la zone d'accumulation du front Nord-Baléares vers la Méditerranée orientale via le bassin Algérien. D'autre part, un pic

de concentration a été mesuré dans le détroit entre la mer Tyrrhénienne et la mer Ligure par [Suaria et al. \(2016\)](#) atteignant 9 millions de MP.km⁻², les concentrations doivent y être fortes car la faible largeur du passage est susceptible de concentrer les particules accumulées dans le bassin provenant notamment de la 10^e source de notre étude qu'est le Tibre. Des concentrations légèrement plus faibles mais tout de même notables ont été prélevées au niveau de la pointe de la Sicile, d'une part sur le chemin des particules transférées du bassin Algérien vers le bassin Ionien et d'autre part remontant vers la mer Tyrrhénienne décrite dans la section précédente comme une zone accumulant les particules en son centre.

Au contraire, les prélèvements effectués en mer Ligure et dans le Golfe du Lion montrent des concentrations plus faibles d'au moins 1 ordre de grandeur (comprises entre 0.005 et 0.5 millions de MP.km⁻² - [Collignon et al., 2012](#)). En effet, dans le bassin Nord-Occidental de la Méditerranée, le courant Nord impacte fortement la distribution des particules ([Ourmieres et al., 2018](#)). Les vitesses de ce courant qui longe la côte y sont fortes. Il crée donc une barrière entre la zone côtière et le large, ce qui empêche toute accumulation dans la Mer Ligure qui se situe en amont de la principale source qui est le Rhône. Il n'y a que lorsque le front Nord-Baléares remonte suffisamment au nord court-circuitant ainsi la mer des Baléares, qu'une partie des particules émises par le Rhône parviennent à rejoindre la mer Ligure en remontant le long de la Corse (situation décrite dans le Chapitre 3).

Néanmoins, les zones présentant de très fortes concentrations révèlent également certaines valeurs bien plus faibles, 2 ordres de grandeur peuvent séparer des mesures observées dans une même zone (par exemple à l'ouest de la Sardaigne). Cela met en évidence l'importante variabilité temporelle qu'il peut y avoir dans les mesures en mer qui dépendent des conditions hydrodynamiques et de la variabilité des courants, des vents, de la turbulence et du mélange dans la couche de surface ([Kukulka et al., 2012](#); [Poulain et al., 2019](#)). La variabilité temporelle des mesures en mer doit également dépendre de la variabilité des sources elles-mêmes. Les apports fluviaux simulés dans notre modèle sont constants sur l'année or en réalité ces flux sont saisonniers, fortement dépendant du débit, des conditions météo et de la variation des densités de population (augmentation en période estivale) par exemple.

De plus, on peut également se questionner sur la variabilité spatio-temporelle existant à proximité du Rhône. Les différentes cartes instantanées de la Figure 4.11 laissent entendre en tous cas qu'une telle variabilité existe dans un système de dispersion manifestement lié au panache fluvial. L'étude menée dans le Chapitre 3 confirme cette variabilité et le caractère éphémère des zones d'accumulation sur le plateau au gré des conditions météorologiques très variables. De même, les faibles concentrations observées dans le bassin Ionien par [Cózar et al. \(2015\)](#); [Gajšt et al. \(2016\)](#); [Ruiz-Orejón et al. \(2016\)](#) ne sont pas en accord avec notre hypothèse soutenant une éventuelle accumulation dans le bassin Ionien. Mais la très faible disponibilité des mesures ne permet pas de tirer de véritables conclusions en zone hauturière.

4.3.2.2 Comparaisons des ordres de grandeur

Les concentrations observées à la surface de la Méditerranée sont comprises entre 1000 et 20 millions de MP.km⁻² en nombre (Figure 4.13b) et entre 0.2 et 11 000 g.km⁻² en masse (Figure 4.13c). Les valeurs médianes sont respectivement 132 000 MP.km⁻² et 48.5 g.km⁻². En multipliant ces valeurs médianes par la surface totale de la mer ($\approx 2\,501\,000\text{ km}^2$), il y aurait donc en moyenne 330 milliards de MP à la surface de la Méditerranée correspondant à environ 120 tonnes.

Après 2 ans de simulation en considérant un flux continu en provenance des fleuves (dernière carte instantanée de la Figure 4.11), nous retrouvons un intervalle de concentrations modélisées

en nombre de MP à la surface de la mer compris entre 1000 et 1 million de MP.km⁻². La concentration moyenne modélisée dans la couche de surface est d'environ 18 000 MP.km⁻² soit environ 46 milliards de MP à la surface de la Méditerranée.

Notre modèle d'apports fluviaux prédit des rejets d'environ 80 tonnes par an représentant environ 682 milliards de MP par an d'après nos conversions. 65 % des particules déployées dans les simulations sont flottantes soit environ 440 milliards de MP flottants par an. Sous l'hypothèse que le stock de MP flottants observé d'environ 330 milliards de MP ne change pas dans le temps et que les apports fluviaux sont la seule source (soit des apports d'environ 440 milliards de MP flottants par an), nous obtenons des temps de résidence moyens d'environ 9 mois des MP à la surface de la mer. Ce temps de résidence est plus court que celui que nous avons estimé pour les MP flottants dans les océans à l'échelle globale de 2.2 - 2.4 ans (Section 2.3.4.3). Cette différence peut s'expliquer notamment par l'échouage plus fort en Méditerranée favorisé par la proximité des côtes dans ce type de bassin semi-fermé par rapport aux océans.

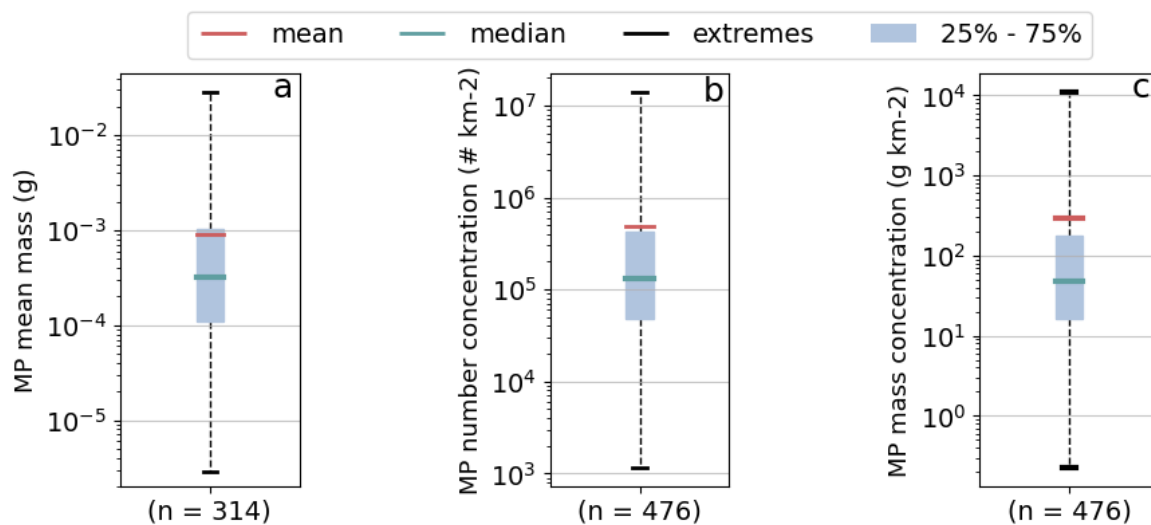


FIGURE 4.13 – Variabilité des observations en mer. Représentation sous forme de box-plots [a] des masses moyennes des MP collectés à la surface de la Méditerranée [b] des concentrations en nombre de MP mesurées et [c] des concentrations massiques de MP mesurées ou converties à partir des concentrations numériques et de la masse médiane d'un MP environ égale à 0.322 mg. Les données traitées ici correspondent aux prélèvements de la Figure 4.12.

La faible résolution spatiale et temporelle des observations en mer ne permet pas une véritable validation de la modélisation proposée en confrontant simulations et observations. Néanmoins les données disponibles ont permis de proposer une validation indirecte des simulations à des échelles locales, notamment à proximité des principaux fleuves.

4.3.3 Distribution des microplastiques en profondeur

4.3.3.1 Dispersion des microplastiques fluviaux

En profondeur, les probabilités de passage des particules denses sont de manière générale très faibles au centre des sous-bassins (Figure 4.14). En effet, la dispersion des particules denses est plus lente que celle des particules flottantes car les courants moyens en profondeur sont jusqu'à trois fois plus faibles que les courants de surface. Les distances parcourues par les particules denses sont donc plus petites (Figure 3.22 du Chapitre 3). De ce fait, nous constatons sur la Figure 4.9 que les transferts de particules denses entre les sous-bassins sont minimes : les

quantités de particules retrouvées dans chaque sous-bassin après 2 ans d'advection sont similaires aux nombres de particules larguées dans chaque sous-bassin.

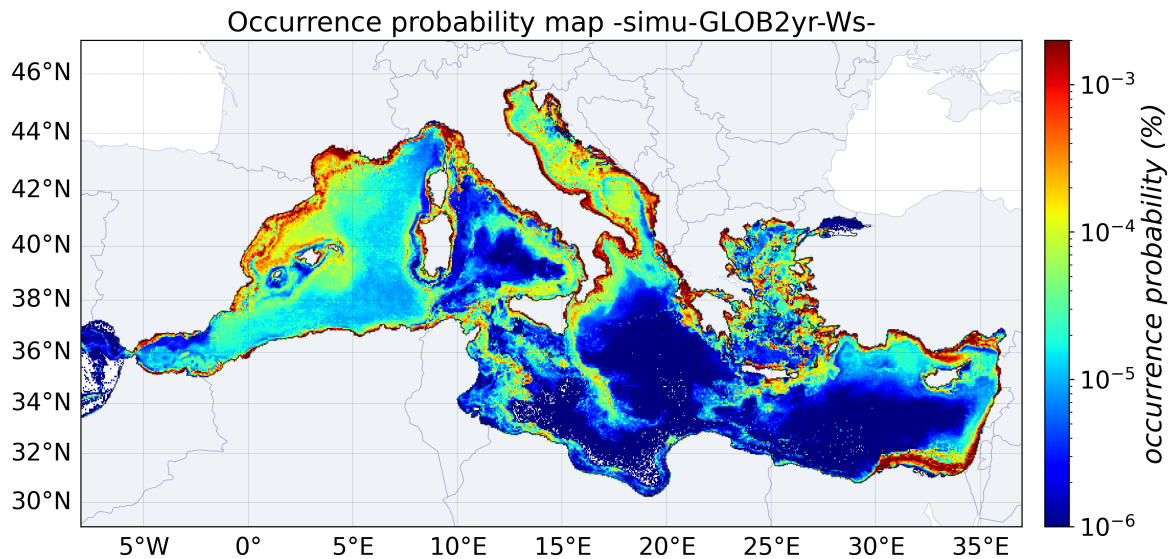


FIGURE 4.14 – Probabilités de présence (mailles 0.05°) mettant en évidence les trajectoires préférentielles des particules denses rejetées par les bassins versants en Méditerranée. Les probabilités sont calculées en enregistrant les positions des particules tous les 20 jours pendant 2 ans d'advection dans les courants et en divisant le nombre de positions dans chaque maille par le nombre total de positions (≈ 1.7 milliards ici). La somme des probabilités de toutes les mailles est égale à 100 %.

L'accumulation des particules denses se fait donc le long de la côte en domaine peu profond puis en longeant les talus continentaux comme nous pouvons le voir dans le Golfe du Lion, en mer des Baléares, en mer Ionienne ou encore au sud du bassin Levantin (Figure 4.14 et 4.15). Comme les particules denses transitent en profondeur, elles ne sont en effet pas sensibles aux courants induits par le vent ni à la dérive de Stokes et suivent donc préférentiellement la circulation générale. La Figure 4.14 montre donc que le domaine côtier peu profond devrait être la principale zone d'accumulation des MP denses en Méditerranée.

Le flux sortant à Gibraltar est plus fort en profondeur qu'en surface. Environ 340 millions de MP denses sont sortis par le détroit vers l'Atlantique en 2 ans d'advection sur les 478 milliards de MP denses initialement largués. Le taux de fuite en profondeur est donc d'environ 0.036 % par an, soit 200 fois plus qu'en surface.

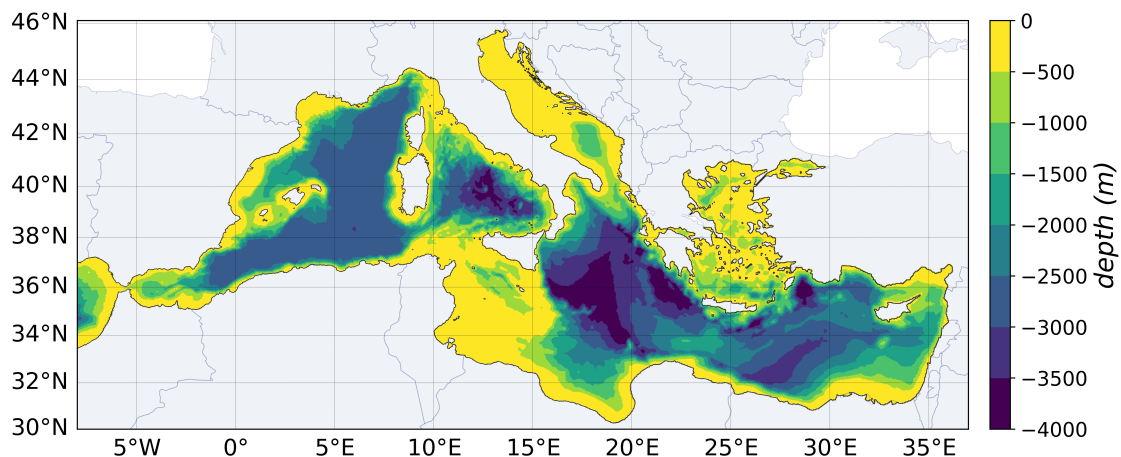


FIGURE 4.15 – Bathymétrie de la mer Méditerranée.

4.3.3.2 Répartition dans la colonne d'eau

Échantillonner les MP dans la colonne d'eau est actuellement complexe, nous possédons ainsi très peu d'informations sur la répartition des MP dans la colonne d'eau. Dans notre simulation, les quantités de particules en suspension dans la colonne d'eau après 2 ans de dérive sont bien plus faibles que celles retrouvées sur le fond ou dans la couche de surface pour les particules flottantes. La Figure 4.16 illustre la répartition des MP denses dans la colonne d'eau jusqu'au fond et confirme que les plus fortes quantités de particules denses sont retrouvées en milieu peu profond sur les plateaux continentaux où les profondeurs ne dépassent pas 500 m (Figure 4.15). Cette observation est liée aux sources considérées dans notre étude qui sont exclusivement situées sur le littoral. Considérer des rejets de MP sur les routes maritimes aurait entraîné une augmentation des quantités de MP en suspension dans la colonne d'eau au centre des bassins où la bathymétrie atteint plus de 1000 m de profondeur. Néanmoins, dans la configuration actuelle des sources côtières, même après 2 années de dérive, nous retrouvons encore des millions de particules denses en suspension sur l'ensemble de la colonne. 2 ordres de grandeur séparent en moyenne les quantités de particules en suspension dans la colonne d'eau des quantités déposées sur le plancher océanique.

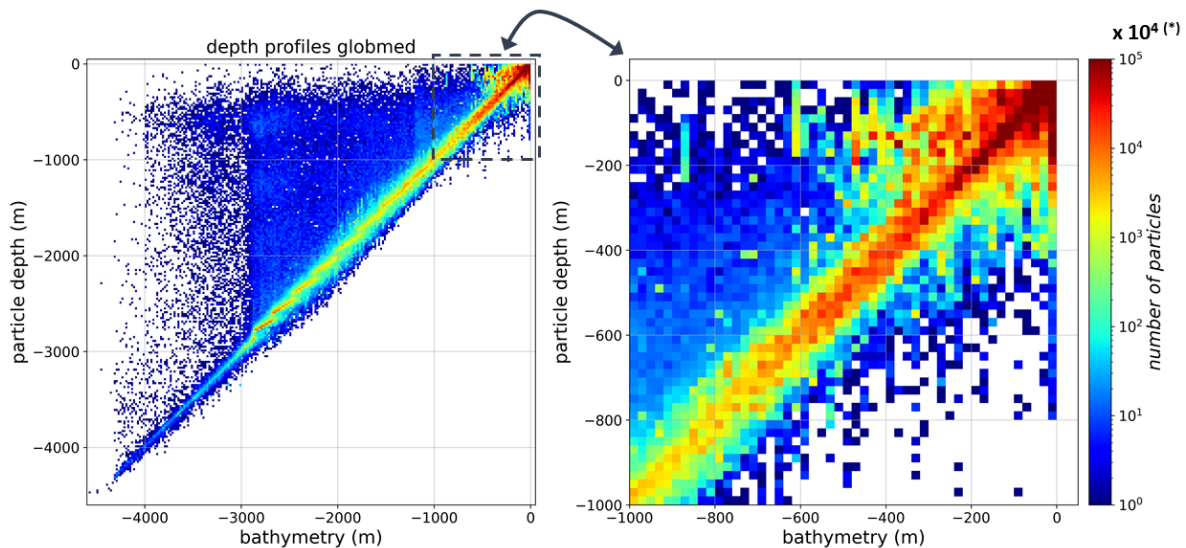


FIGURE 4.16 – Profondeurs des particules denses après 2 ans de dérive en fonction d'une approximation de la bathymétrie aux points de coordonnées des particules. Les incertitudes liées à l'interpolation de la bathymétrie aux points de coordonnées des particules expliquent que sur l'histogramme des particules atteignent parfois des profondeurs plus élevées que la profondeur de la bathymétrie. La figure de droite est un zoom de la figure de gauche entre 0 et 1000 m de profondeur.

La Figure 4.17 montre la distribution spatiale des particules denses pour trois tranches de colonne d'eau après 2 ans de simulation (situation réaliste où toutes les particules n'ont pas la même durée de vie). 26 % des particules denses émises par les fleuves sont contenues entre 50 et 500 mètres de profondeur et la majorité d'entre elles sont restées en zone côtière sur les plateaux continentaux. Toutes sortes de particules sont retrouvées sur ces plateaux, mais les particules qui atteignent le fond le plus rapidement à proximité de leur source sont les particules avec les plus grandes vitesses de chute. Difficilement transportables, elles correspondent en général aux particules de plus grande taille, notamment composées de PET et PVC. Les concentrations maximales sur les plateaux continentaux atteignent 150 à 200 millions de MP.km⁻².

La fraction de particules denses qui se retrouvent dans la colonne d'eau au centre des sous-bassins sont celles avec des vitesses de chute très faibles de l'ordre de 10⁻⁵ à 10⁻⁴ m.s⁻¹ correspondant principalement à des fines fibres de PA (Nylon) et PVA (Acrylique) dont les masses

volumiques sont comprises entre 1.02 et 1.1 g.cm⁻³ mais également aux plus petits (« 1 mm) fragments et billes de PS ou PU. Ces particules sont plus facilement emportées par les courants sur de longues distances avant de sédimenter.

Il n'y a qu'environ 1.5 % des particules denses qui atteignent des profondeurs comprises entre 500 et 1000 m de profondeur, soit un peu plus de 7 milliards de MP principalement localisés proche des talus continentaux. C'est à peu près la même fraction qui atteint des profondeurs supérieures à 1000 m, cette fois-ci bien mieux répartis vers le centre des sous-bassins, notamment à l'ouest. Les concentrations maximales modélisées au bout de 2 ans de simulation en dessous de 500 m de profondeur sont comprises entre 20 et 25 millions de MP.km⁻². La Figure 4.17 montre également que dans des zones de piégeage des particules telles que la mer des Baléares, le Golfe de Tarente ou le gyre sud-Adriatique, toute la colonne d'eau accumule des MP, de 50 à plus de 1000 m de profondeur. Dans la tranche d'eau la plus profonde en dessous de 1000 m, des densités relativement élevées sont modélisées dans le bassin Algérien où les particules sont transportées par les masses d'eau denses formées dans la zone de convection du Golfe du Lion. Ces particules ne rejoignent pas l'Atlantique car elles restent sous le seuil de Gibraltar. La troisième carte du panneau met ainsi en évidence la circulation cyclonique des eaux denses et profondes qui répartit les particules dans le bassin occidental.

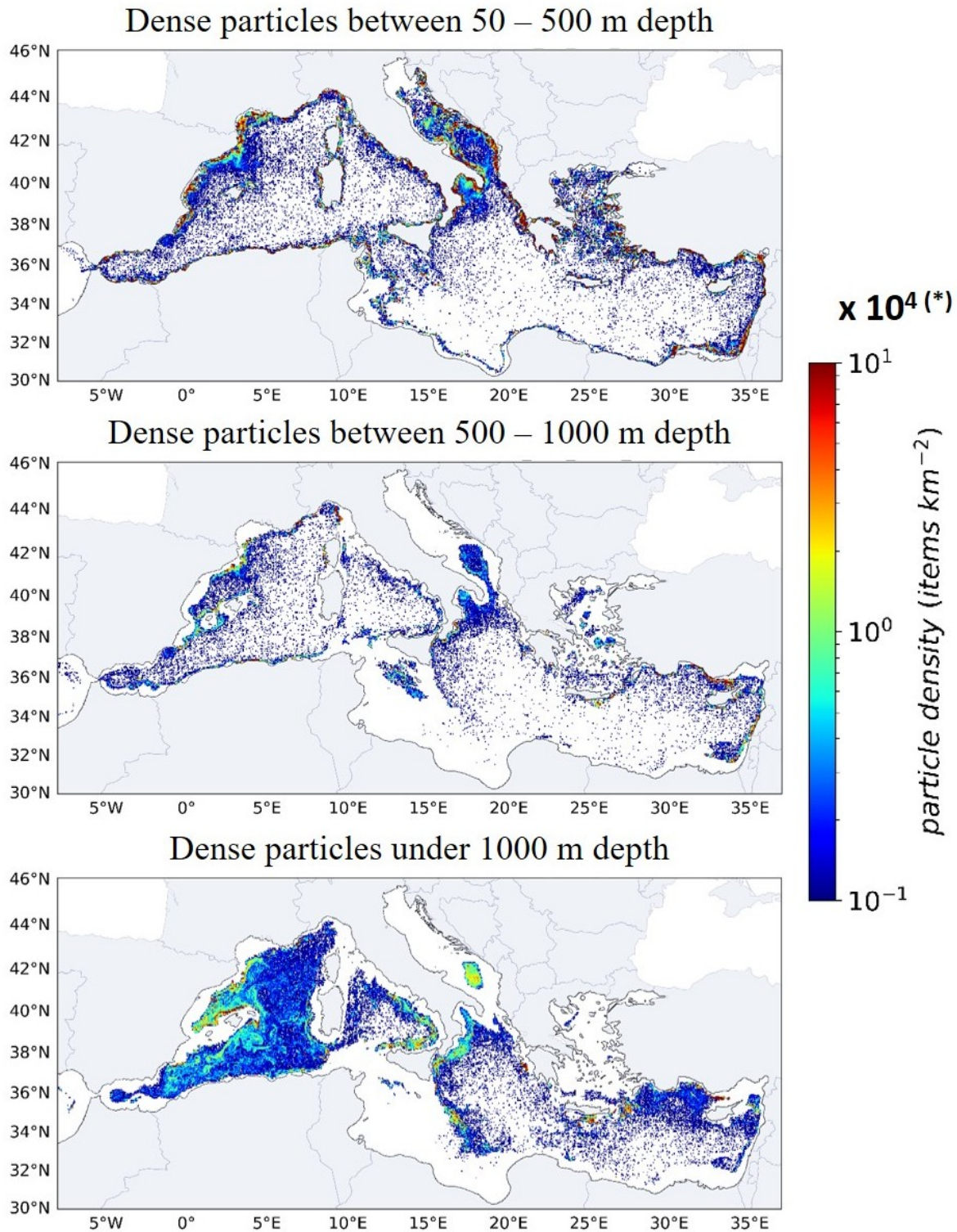


FIGURE 4.17 – Densités de particules denses après 2 ans de simulations pour différentes tranches de colonne d'eau (entre 50 et 500 m, entre 500 et 1000 m et en dessous de 1000 m de profondeur). 478 milliards de MP denses sont représentés sur ces cartes, ils n'ont pas tous la même durée de vie car ces figures respectent la chronologie de la simulation et donc des largages. (*) Afin de retrouver les valeurs prédites par le modèle d'apports fluviaux, les concentrations doivent être multipliées par 10^4 puisque chaque particule larguée dans le modèle représente 10^4 MP.

4.3.4 Échouage à la côte

La proximité des côtes dans une mer fermée telle que la Méditerranée entraîne un échouage important des particules. De plus, dans notre modélisation les sources sont exclusivement situées à proximité des côtes, aux embouchures des bassins versants. L'échouage est donc susceptible d'intervenir très rapidement après le lâché des particules dans la simulation. Les Figures 4.18 et 4.19 montrent la répartition spatiale des particules flottantes et denses, respectivement, échouées sur le littoral méditerranéen. Nous remarquons ainsi que les scénarios d'échouage sont différents en fonction des propriétés physiques des particules.

4.3.4.1 Échouage des particules flottantes

Nous estimons à 90 % le taux d'échouage annuel des particules flottantes en Méditerranée représentant environ 397 milliards de particules par an. De manière générale, les particules flottantes se sont réparties sur l'ensemble des côtes. Il existe tout de même des zones de hotspot notamment proche des principales sources fluviales telles que le Rhône, le Nil et plus généralement en Adriatique (Figure 4.18). Les bilans d'échouage par sous-bassin montrent que certains sous-bassins accumulent plus de particules flottantes sur leurs côtes que leurs fleuves n'en rejettent (les bilans quantitatifs sont présentés sous forme de schéma de synthèse dans la discussion Section 4.4, Figure 4.22).

Le bassin Ionien accumule environ 46 milliards de particules flottantes sur ses côtes, soit plus de 2 fois ses apports fluviaux. Les pics de concentrations dans le bassin Ionien sont retrouvés au sud-est du Golfe de Syrte, au nord-est de la Sicile et à l'est du Golfe de Tarente sur la pointe italienne. Dans le bassin Algérien, les côtes algériennes et nord-tunisiennes accumulent 20 milliards de MP flottants alors qu'elles n'en rejettent que 13 milliards chaque année. L'accumulation se fait principalement à l'est de l'Algérie jusqu'au littoral nord-tunisien.

74 milliards de MP flottants se sont échoués sur les côtes du bassin Levantin ce qui est 8 milliards de plus que le nombre de MP flottants rejetés par les fleuves dans le bassin Levantin. L'échouage des particules flottantes est surtout localisé dans le delta du Nil et notamment à l'ouest du Delta au niveau de la branche du Nil qui relargue les flux de MP les plus élevés. Un maximum de concentration est également noté au sud d'Israël et au niveau de Lattaquié, plus grande ville côtière de Syrie. Les côtes turques situées à l'ouest de l'embouchure du fleuve Seyhan présentent aussi des pics de concentrations et la côte nord de Chypre est plus touchée que la côte sud.

A l'inverse, le sous-bassin Nord-Occidental accumule moitié moins de particules flottantes que ses fleuves n'en rejettent : 97 milliards de MP flottants émis par les fleuves et seulement 49 milliards de MP flottants échoués. Le zoom sur le Golfe du Lion dans la Figure 4.18 montre deux zones de forte concentration, d'une part à l'ouest du grand Rhône sur le littoral de la Camargue et d'autre part à l'ouest du Golfe du Lion proche de la frontière entre la France et l'Espagne. Le cap de Creus qui sépare le Golfe du Lion du Golfe de Rosas piège les particules provenant du Rhône et des bassins versants français en général, l'échouage est ainsi plus fort au nord qu'au sud du cap. Un maximum de concentration est également modélisé au nord-est de la mer Ligure, exactement là où Fossi et al. (2012) et Collignon et al. (2012) ont observé leurs maximums de concentration en zone côtière lors de leurs prélèvements en mer Ligure. Les zones les plus polluées du sous-bassin Nord-Occidental sont ensuite les côtes nord des Baléares et en particulier Minorque puis les côtes ouest de la Corse et de la Sardaigne qui sont des réceptacles privilégiés des particules flottantes émises par le Rhône d'après le Chapitre 3 : 3 à 4.4 milliards de MP flottants émis par le Rhône s'échoueraient sur les côtes Baléares et 1.5 à 9 milliards en Corse et en Sardaigne en fonction des conditions hydrodynamiques.

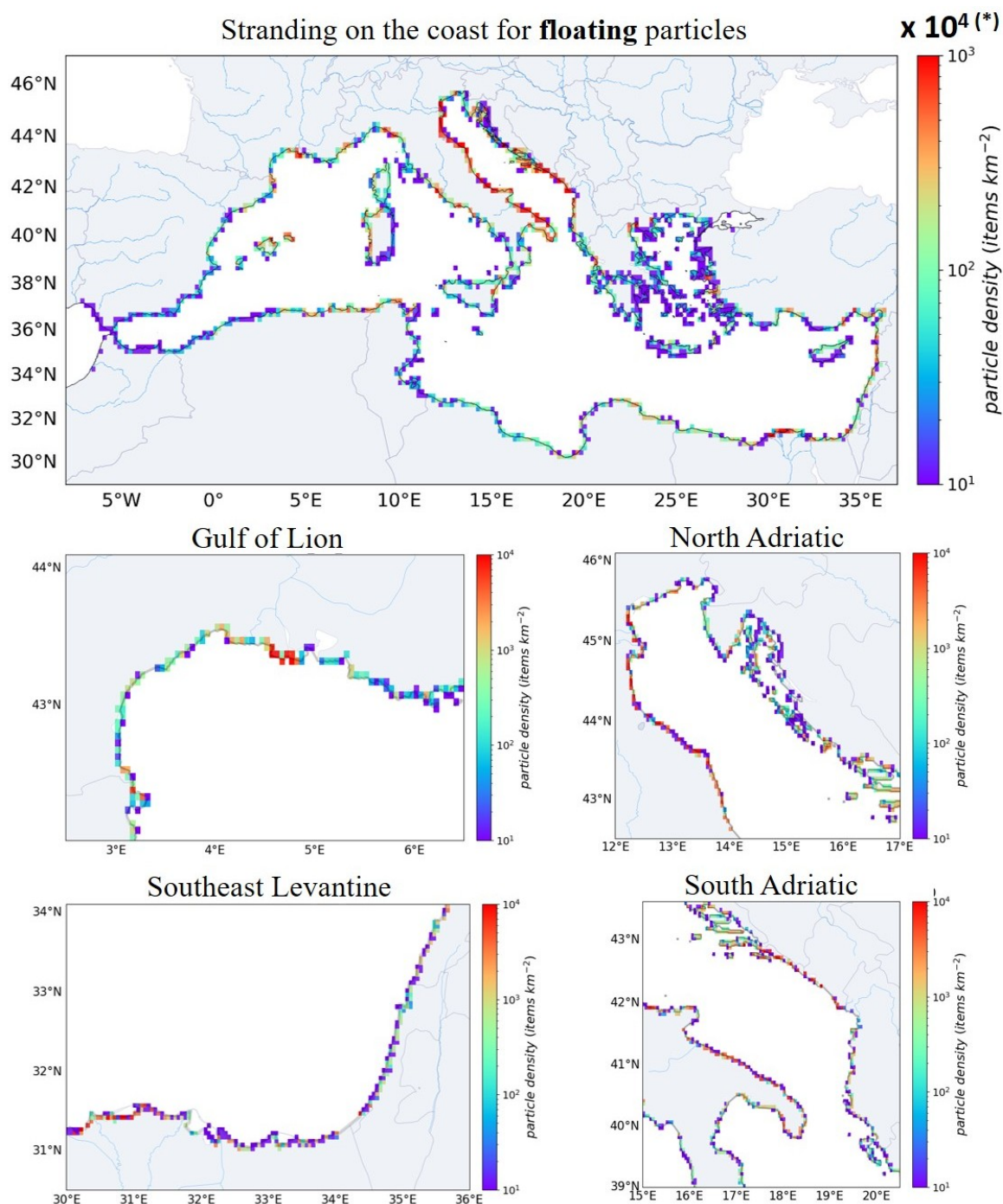


FIGURE 4.18 – Densités de particules flottantes échouées sur les côtes après 2 ans de dérive. Les particules sont considérées comme échouées lorsqu'elles sortent au niveau des frontières terrestres du modèle. Les zones où l'échouage est le plus fort telles que le Golfe du Lion, le sud-est du bassin Levantin et l'Adriatique ont été cartographiées avec une résolution plus fine. (*) Afin de retrouver les valeurs prédites par le modèle d'apports fluviaux, les concentrations doivent être multipliées par 10^4 puisque chaque particule larguée dans le modèle représente 10^4 MP.

En Adriatique, la répartition des particules flottantes sur les côtes est globalement plus homogène qu'ailleurs. Au total 151 milliards de particules flottantes s'accumuleraient sur les côtes adriatiques au cours d'une année (les apports fluviaux y sont de 190 milliards par an). La côte ouest est globalement plus touchée que la côte est. Les apports des gros bassins versants situés au nord-ouest suivent en effet la côte ouest jusqu'au détroit d'Otrante, un fort échouage

est donc observé au niveau de l'embouchure de l'Adige et du delta du Pô et ensuite des points de fortes concentrations sont observés régulièrement jusqu'au détroit. Sur la côte est, un clivage est observé, d'une part les côtes sud-est présentent des pics de concentrations dus à la 4^e source fluviale qu'est le Drin et d'autre part les côtes nord-est présentent des concentrations d'au moins 1 ordre de grandeur plus faible. Le gyre cyclonique quasi permanent situé au sud de l'Adriatique piège les particules et très peu de particules parviennent ainsi à remonter jusqu'aux côtes nord-est du bassin.

En mer Tyrrhénienne et en mer Egée, les quantités échouées, i.e. 29 et 25 milliards de MP flottants, sont presque équivalentes à leurs apports fluviaux respectifs, i.e. 25 et 28 milliards de MP flottants. En mer Tyrrhénienne, le littoral entre Naples et Rome (où passe le Tibre) est de loin le plus touché. En mer Egée, les maximums de concentration sont modélisés au nord-ouest dans la baie de Thessalonique et au sud-est dans la baie d'Izmir. Le découpage prononcé des côtes en mer Egée et la présence de baies profondes augmentent la longueur du trait de côte ce qui a un effet de dilution des densités de MP par km². L'absence de rejets en Mer de Marmara par le détroit du Bosphore impacte probablement aussi la distribution de l'échouage en Mer Egée.

4.3.4.2 Échouage des particules denses

Le taux annuel d'échouage des particules denses en Méditerranée est estimé à 78 % des apports fluviaux, ce qui représente environ 184 milliards de MP denses par an. La répartition de l'échouage pour des particules denses est moins homogène que pour les particules flottantes et les zones de forte densité sont encore plus corrélées aux principales sources fluviales (Figure 4.19). Contrairement aux particules flottantes, le nombre de particules échouées par sous-bassin ne dépasse jamais les apports fluviaux annuels vers les sous-bassins (schéma bilan Figure 4.22). Ceci est dû au transfert beaucoup plus lent des particules denses entre les différents sous-bassins et au fait qu'une fois en profondeur, les particules denses remontent plus difficilement sur les plateaux continentaux.

Dans le bassin Ionien, un total d'environ 6.9 milliards de MP denses se sont échoués en 1 an soit presque 7 fois moins que le nombre de particules flottantes. La majorité des particules denses échouées sont situées au nord de la mer Ionienne sur les côtes grecques et dans le Golfe de Tarente. Dans le bassin Algérien, l'échouage des particules denses est également près de 7 fois inférieur à l'échouage des particules flottantes avec seulement 3.1 milliards de particules denses échouées.

Au contraire, l'échouage des particules denses dans le bassin Nord-Occidental est quasi équivalent à l'échouage des particules flottantes. On remarque en effet que les densités de particules denses dans le Golfe du Lion sont supérieures aux densités de particules flottantes (Figures 4.18 et 4.19). Les valeurs sont très élevées sur le littoral de la Camargue entre le grand et le petit Rhône, un maximum de densité est modélisé au niveau du cap d'Agde et des fortes densités sont ensuite présentes entre Narbonne et Perpignan. Contrairement aux particules flottantes, peu de particules denses sont piégées au nord du cap de Creus.

Un scénario d'échouage très différent des particules flottantes est également obtenu au sud-est du bassin Levantin (Figure 4.19). Les pics de densité ne sont plus localisés dans le delta du Nil et sur le littoral égyptien (proche de 0) mais très nettement sur les côtes israéliennes.

En Adriatique, la côte ouest est 10 à 100 fois moins touchée par les particules denses que par les particules flottantes hormis à proximité du delta du Pô (Figure 4.19). En revanche, au nord-ouest, la baie de Trieste présente des concentrations en particules denses 10 fois supérieures

à celles en particules flottantes. Au sud-est, les hotspots de particules flottantes étaient principalement situés au nord de l'embouchure du Drin alors que les hotspots de particules denses sont majoritairement situés au sud du fleuve.

Les îles sont globalement toutes beaucoup moins touchées : les densités de MP denses y sont en moyenne 100 fois plus faibles que les densités de MP flottants.

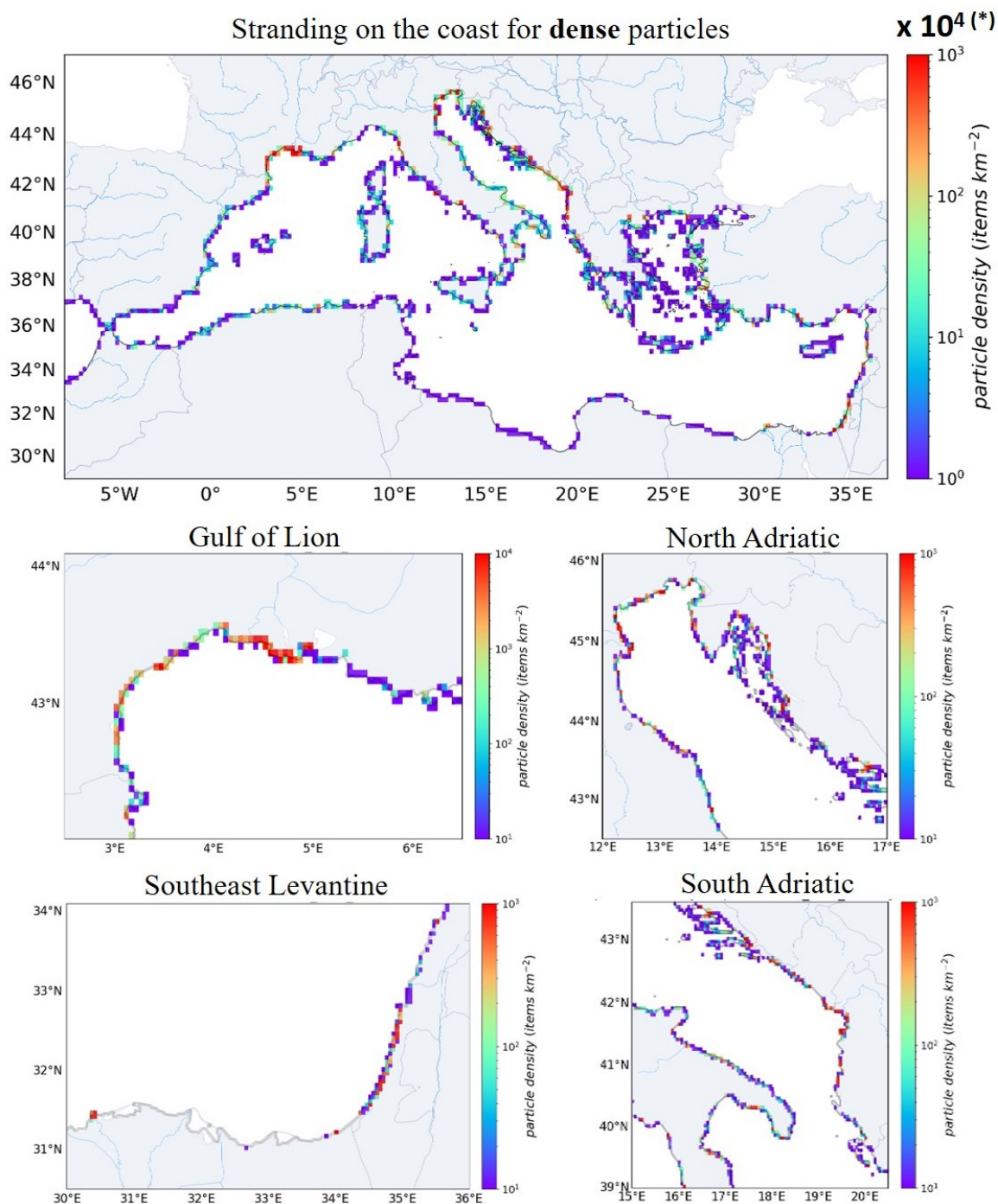


FIGURE 4.19 – Densités de particules denses échouées sur les côtes après 2 ans de dérive. Les particules sont considérées comme échouées lorsqu'elles sortent au niveau des frontières terrestres du modèle. Les zones où l'échouage est le plus fort telles que le Golfe du Lion, le sud-est du bassin Levantin et l'Adriatique ont été cartographiées avec une résolution plus fine. (*) Afin de retrouver les valeurs prédites par le modèle d'apports fluviaux, les concentrations doivent être multipliées par 10^4 puisque chaque particule larguée dans le modèle représente 10^4 MP.

4.4 Discussion et conclusions

De nombreux processus interviennent dans le transport des MP en milieu marin. Afin de proposer des scénarios réalistes de dispersion des particules en mer, nombreuses sont les hypothèses qui peuvent être introduites dans les modèles. Nous avons essayé dans cette étude de tenir compte de plusieurs paramètres qui nous semblaient déterminants pour améliorer les connaissances sur la répartition des MP en mer Méditerranée.

L'utilisation d'un modèle haute résolution (1.5 à 3 km en Méditerranée Occidentale et 3 à 4.9 km en Méditerranée Orientale) au même titre que l'étude de [Soto-Navarro et al. \(2020\)](#) (résolution ~ 3 km) permet de représenter des structures de grande échelle, de mésoéchelle et partiellement de sub-mésoéchelle et notamment les filaments et zones frontales qui se sont avérés être des zones clés pour le piégeage des particules flottantes. Les autres études effectuées en Méditerranée ([Mansui et al., 2015, 2020](#); [Liubartseva et al., 2018](#); [Macias et al., 2019](#)) utilisent des modèles hydrodynamiques à plus basse résolution (6 à 9 km) ne permettant de représenter qu'une part du spectre des courants correspondant aux grandes échelles et à la grande mésoéchelle. Comme l'ont fait [Liubartseva et al. \(2018\)](#), nous intégrons également à notre simulation le forçage des courants par la dérive de Stokes, elle-même forcée par le vent. La dérive de Stokes a un effet important sur les courants de surface notamment en hiver lorsque les vents sont les plus forts. [Soto-Navarro et al. \(2020\)](#) soutiennent d'ailleurs que la résolution du modèle et les forçages atmosphériques jouent un rôle clé dans la dispersion des particules. La simulation utilisée ici permet donc de reproduire des processus physiques déterminants pour l'étude du transport des MP.

Grâce au modèle statistique d'apports fluviaux appliqué à notre SIG haute résolution des bassins versants, les déploiements de particules sont distribués sur tout le littoral méditerranéen comme l'ont fait [Liubartseva et al. \(2018\)](#) et [Soto-Navarro et al. \(2020\)](#). Cependant, notre répartition des flux entre les différentes sources n'est pas faite de façon arbitraire comme dans ces études (i.e. distribution 50:30:20 % pour les villes/fleuves/navires) mais est calculée à partir d'une équation paramétrique dépendante des densités de population et des écoulements de surface dans les bassins versants. Les densités de population étant plus fortes dans les grandes villes côtières et les écoulements plus intenses dans les principaux fleuves, l'impact de ces sources majeures est donc pris en compte dans nos simulations. Toutefois, le poids des écoulements d'eau dans l'équation est plus fort que celui des populations, les sources de MP provenant des villes sont donc certainement sous-représentées dans notre approche centrée sur les bassins versants (par exemple les apports directs par les flux atmosphériques ou les eaux traitées des stations d'épurations rejetées directement en mer). Finalement, nous avons estimé à 80 tonnes soit 680 milliards de particules rejetées chaque année en mer par les 549 bassins versants du pourtour méditerranéen. Cette valeur est nettement inférieure aux 100 000 tonnes considérées dans les études antérieures qui basent leur estimation sur l'étude de [Jambeck et al. \(2015\)](#) et leur concept théorique de déchets plastiques mal gérés (MPW) discuté dans le Chapitre 2.

La caractérisation physique des particules en leur attribuant des vitesses d'ascension et de chute calculées à partir de distributions de tailles, formes, masses volumiques observées *in situ* a permis d'établir des bilans de transferts, d'accumulation et d'échouages pour les particules flottantes et denses. La Figure 4.20 montre la gamme de vitesses verticales de flottabilité attribuée aux particules en fonction des profondeurs atteintes après 2 ans de dérive. En faisant le parallèle avec la nature des MP (Figures 3.9 et 3.10), nous remarquons que les particules les plus affectées par la turbulence de surface sont celles avec des vitesses d'ascension comprises entre 10^{-5} et $5 \cdot 10^{-2}$ m.s⁻¹ correspondant généralement à des particules de taille caractéristique inférieure à 1 mm telles que des billes et fragments de PE ou PP ainsi que de nombreuses fibres de PE, PP et PA. Ces particules sont entraînées dans la couche de mélange jusqu'à environ

100 m de profondeur. Les fibres les plus fines et courtes (les plus "légères") peuvent même être emportées par des courants plongeant et atteindre 1000 m de profondeur. Au contraire, les MP avec des vitesses d'ascension élevées ($> 0.1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) telles que les mousses de PS expansé ne sont pas du tout affectés par la turbulence de surface. Concernant les particules denses, celles qui atteignent les plus grandes profondeurs sont celles dont la vitesse de chute est la plus proche de zéro car elles sont plus facilement transportées par les courants vers le large. D'après les Figures 3.9 et 3.10 ce sont principalement des fibres de PA (Nylon) et PVA (Acrylique) mais il peut également s'agir des plus petits fragments et billes de PS et PU. Au contraire, les particules les plus "lourdes" avec des vitesses de chute élevées (généralement des particules de grande taille $> 1 \text{ mm}$ composées de PET ou PVC) restent sur les plateaux continentaux.

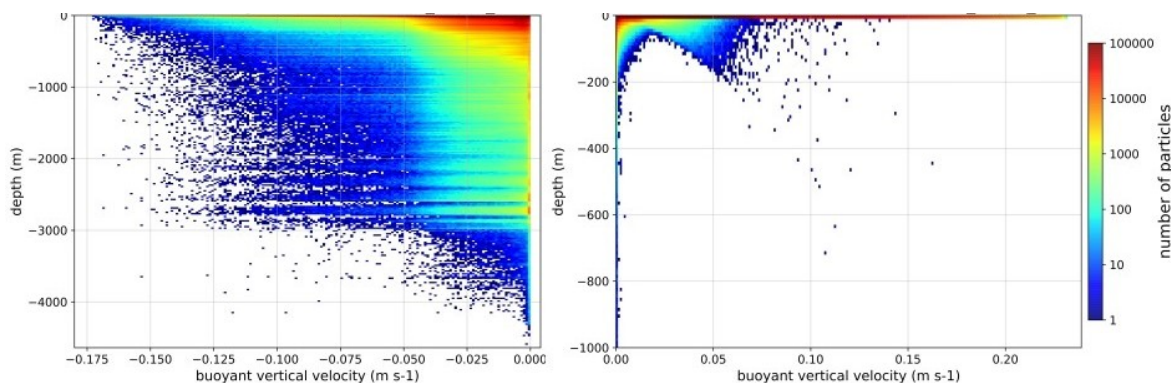


FIGURE 4.20 – Histogrammes 2D montrant la profondeur des MP après 2 ans de simulation en fonction de leur vitesse verticale de flottabilité. L'histogramme de gauche montre la distribution des particules denses, celui de droite la distribution des particules flottantes.

La caractérisation, tant quantitative que qualitative, des apports fluviaux de MP simulés dans notre modèle, nous ont permis de proposer un bilan des flux de MP en Méditerranée, en surface et en profondeur (Figure 4.21). C'est un bilan simplifié qui repose sur des hypothèses fortes (sources fluviales uniquement, échouages définitif, absence des processus de sédimentation sur le fond, de fragmentation et de biofouling). Ainsi en estimant des apports fluviaux de l'ordre de 443 milliards de MP flottants par an avec un échouage correspondant à 90 % du stock flottant en Méditerranée et un export vers l'Atlantique secondaire de seulement 0.00015 %, nous obtenons un stock de MP flottant à la surface de la mer d'environ 46 milliards de particules. En effectuant une projection de ces estimations sur plusieurs années (tableau et graphique de la Figure 4.21), nous atteignons un état stationnaire après 2 ans de simulation avec un seuil à 51 milliards de MP flottants à la surface de la mer. Ce seuil correspond à moins de 1/6 du stock flottant estimé à partir des observations *in situ* à 330 milliards de MP. Ceci veut dire qu'avec les hypothèses faites dans la configuration actuelle de la simulation, nous ne parviendrions potentiellement pas à reproduire le stock de MP flottants observé en Méditerranée.

Ces résultats montrent que pour être en mesure de reproduire les observations, il faut augmenter le stock flottant modélisé. Pour cela, il existe deux possibilités : soit les flux entrants sont fortement sous-estimés soit les flux sortants sont sur-estimés. Nous avons vu dans la Chapitre 2 que le coeur de notre étude repose sur une ré-évaluation des apports fluviaux à la baisse en accord avec les concentrations échantillonnées dans les fleuves et avec les stocks flottants observés à l'échelle globale. Dans la mesure où nous avons amélioré les estimations des apports fluviaux, ceci nous permet de contraindre les autres flux entrants et sortants. D'une part, nous pourrions augmenter les flux entrants en considérant des sources supplémentaires telles que les apports provenant des grandes villes côtières ou les dépôts atmosphériques. D'autre part, le taux d'échouage à la côte de 90 % est certainement surestimé car nous devons tenir compte du fait que l'ensemble du littoral n'est pas uniquement constitué de plages où les MP peuvent être piégés. De plus, les tendances actuelles de la dynamique du littoral montrent que les plages sableuses

sont des systèmes sédimentaires en érosion (Vousdoukas et al., 2020), ce qui est incompatible avec l'augmentation massive des quantités de MP sur les plages telle qu'elle est simulée dans notre modèle. Introduire dans le modèle la possibilité pour les particules accumulées sur la côte d'être remobilisées vers le large permettrait ainsi de diminuer les flux sortants.

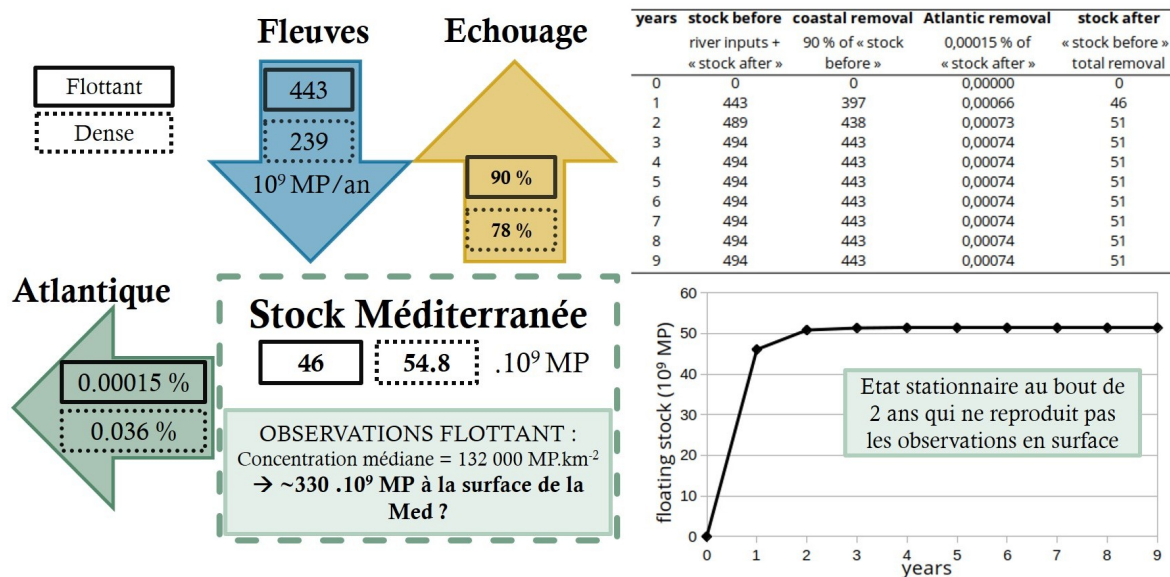


FIGURE 4.21 – Bilan des flux de MP simulés en Méditerranée et projection des stocks de surface sur 10 ans. Sur le schéma de gauche, en soustrayant les flux annuels de MP d'une part piégés sur les côtes et d'autre part exportés vers l'Atlantique aux apports fluviaux annuels nous obtenons un stock de $54.8 \cdot 10^9$ MP denses en profondeur et un stock d'environ $46 \cdot 10^9$ MP flottants à la surface de la mer. Cette estimation est très inférieure au stock de $330 \cdot 10^9$ MP calculé à partir des observations. Le tableau et le graphique de droite illustrent l'évolution potentielle du stock de MP flottants sur plusieurs années en se basant sur les hypothèses actuelles de la simulation (i.e. $443 \cdot 10^9$ MP flottants apportés par les fleuves, 90 % d'échouage et un export vers l'Atlantique négligeable). En atteignant un seuil à $51 \cdot 10^9$ MP flottants à la surface de la Méditerranée, cette projection met en évidence que la configuration actuelle de notre modélisation ne permet à priori pas de reproduire les observations.

Par ailleurs, les taux d'échouage annuel estimés à 90 % pour les particules flottantes et 78 % pour les particules denses restent plus faibles que ceux déterminés par Macias et al. (2019) atteignant 98.7 % après 1 an d'advection. Cette différence semble grandement liée à la caractérisation des particules dans la simulation et montre qu'en ne considérant que des particules flottantes très légères sans dispersion turbulente dans la couche de surface comme cela a été fait dans Macias et al. (2019) l'échouage est accentué. Considérer une large gamme de vitesses de flottabilité comme nous l'avons fait ainsi qu'un schéma de diffusion verticale basé sur l'énergie cinétique turbulente permet donc de simuler des comportements et des modes de transport plus variés qui se traduisent par des scénarios de dispersion et de répartition de l'échouage plus réalistes.

De plus, nous avons vu que les conditions hydrodynamiques au moment des largages aux embouchures des fleuves entraînent un échouage plus ou moins rapide et plus ou moins éloigné du point de largage (par exemple, le taux d'échouage dans le Golfe du Lion des particules émises par le Rhône est multiplié par 2 et les premiers échouages surviennent 2 mois plus tôt lors d'un largage en février par rapport à un largage en août - Chapitre 3). La configuration spatiale et temporelle des déploiements de particules est donc déterminante pour l'étude des zones préférentielles d'échouage : un largage côtier (notre étude et Liubartseva et al., 2018) donnent des scénarios quantitatifs différents par rapport aux largages homogènes sur la totalité de la surface de la mer (Mansui et al., 2015, 2020 ; Macias et al., 2019). Hors nous avons vu que l'échouage des particules est fortement corrélé aux sources côtières, non reproductible avec un largage homogène. En se basant sur un largage aux embouchures des fleuves, un très fort

échouage est par exemple modélisé dans le Golfe du Lion, sur les côtes est et sud-ouest adriatique (cohérent avec les résultats de l'étude de [Liubartseva et al. \(2016\)](#) en Adriatique) alors que ces zones apparaissent presque vides avec un largage homogène. Les largages homogènes prédisent un fort échouage sur les côtes sud et sud-est de la Méditerranée ([Mansui et al., 2015, 2020](#) ; [Macias et al., 2019](#)) ce que nous obtenons aussi dans notre simulation basée sur des apports fluviaux : les sous-bassins Algérien, Ionien et Levantin présentent des taux d'échouage de particules flottantes très supérieurs à leurs apports fluviaux (Figure 4.22), témoins du transfert prédominant des particules flottantes de la Méditerranée occidentale vers le sud et vers la Méditerranée orientale.

Finalement, nous montrons que, dans l'absolu, les régions les plus polluées sont celles où les apports fluviaux sont les plus forts : l'Adriatique qui reçoit à elle seule près de 40 % des apports fluviaux de toute la Méditerranée et le front Nord-Baléares qui piège notamment les flux provenant du Rhône (Figure 4.22). Ces zones présentent également des fortes concentrations dans les études de [Mansui et al. \(2015, 2020\)](#) ; [Liubartseva et al. \(2018\)](#). Nous qualifions ainsi le gyre Sud-Adriatique et le front Nord-Baléares de zones d'accumulation transitoires.

Cependant, nous avons pu remarquer qu'en modélisant la dispersion des particules sur plus d'une année, nous observons une accumulation des particules en mer Ionienne et au sud du bassin Levantin car le transfert des particules de la Méditerranée Occidentale vers la Méditerranée Orientale a le temps de se faire. Nous qualifions donc plutôt ces zones de zones d'accumulation à long terme. Dans la simulation de [Macias et al. \(2019\)](#) sur une période de 18 ans, ce sont d'ailleurs exclusivement ces deux zones d'accumulation majeures qui ressortent. Le schéma bilan de la Figure 4.22 montre en effet que ces sous-bassins sont forcément les exutoires pour les MP flottants en Méditerranée puisque les courants de surface sont essentiellement dirigés vers l'est. C'est donc probablement en mer Ionienne que nous pouvons retrouver les MP les plus "âgés" présentant un état de vieillissement important dû à une longue dérive de surface.

Nous avons également observé que des particules pouvaient rester longtemps (plus de 2 ans) à la surface de la mer Tyrrhénienne, bassin notamment alimenté par les flux de MP émis par le Tibre, car les voies de sortie de ce sous-bassin sont restreintes. Le détroit entre la Corse et l'Italie et la saisonnalité du Courant Est Corse limitent les flux sortants au nord et le long trajet cyclonique depuis le Tibre puis tout autour de la mer Tyrrhénienne favorise l'échouage des particules le long de ses côtes plutôt que leur sortie au sud. La mer d'Alboran et la mer Egée sont les zones les moins touchées, la première car le courant est principalement dirigé d'Ouest en Est avec très peu de sources situées en amont (aucun apport n'entre par Gibraltar dans notre modèle) et la seconde car les particules sont piégées par les côtes très découpées et les nombreuses îles qui limitent les transferts avec les autres bassins.

A partir de la Figure 4.22, nous pouvons estimer des temps de transit moyens dans les sous-bassins en divisant les stocks de MP dans les boîtes régionales par les flux sortants (flèches noires + échouage), ces temps sont des indicateurs de la dissipativité des sous-bassins. Le sous-bassin où le temps de transit des MP flottants dans la couche de surface est à priori le plus petit, égal à 9 jours environ, est la mer d'Alboran. Ensuite, le bassin Nord-Occidental, le bassin Algérien et la mer Adriatique présentent des temps de transit moyen de l'ordre de 3 semaines. La mer Egée, la mer Tyrrhénienne et le bassin Levantin donnent des temps de résidence moyens de 4 puis 5 et 6 semaines, respectivement. Finalement, le bassin Ionien est le sous-bassin où les temps de transit moyens sont les plus longs atteignant environ 11 semaines, soit 2 mois et demi. Ces temps de transit moyens sont relativement courts en Méditerranée car nous avons vu que l'échouage des particules pouvait intervenir très rapidement après leur entrée dans le milieu marin. Dans le même ordre de grandeur, [Liubartseva et al. \(2018\)](#) calculent des temps de demi-vie moyens (temps à partir duquel il ne reste que 50 % des rejets initiaux à la surface de la mer) en Méditerranée d'environ 7 jours pour les MP flottants provenant des sources côtières comme les fleuves et de 80 jours pour les MP flottants provenant des sources maritimes. En enlevant

l'échouage des calcul de temps de transit moyens, c'est à dire en divisant uniquement les stocks de MP flottants dans les boîtes régionales par les flux sortants entre les sous-bassins (flèches noires), les temps de résidence moyens des MP flottants augmentent et atteignent 1 à 2 mois dans les bassins de forte dissipativité jusqu'à 9 mois dans les bassins exutoires tels que le bassin Ionien. Les temps de transit en Méditerranée sont donc beaucoup plus courts que ceux des MP flottants dans les océans où les débris marins peuvent dériver pendant plusieurs années voire dizaine d'années entraînant la formation des zones d'accumulation dans les gyres océaniques subtropicaux. Néanmoins, ces temps de transit moyens estimés pour la Méditerranée sont suffisamment longs pour permettre aux organismes vivants de coloniser les particules plastiques dérivant en surface et entraîner des transferts entre stocks de surface et stocks profonds par changement de densité des particules. D'après Kaiser et al. (2017) certains types de MP fait de PE commenceraient à couler après 6 semaines seulement d'incubation en eau côtière alors que les fibres de PE pourraient mettre 6 à 8 mois avant de commencer à couler d'après Chubarenko et al. (2016).

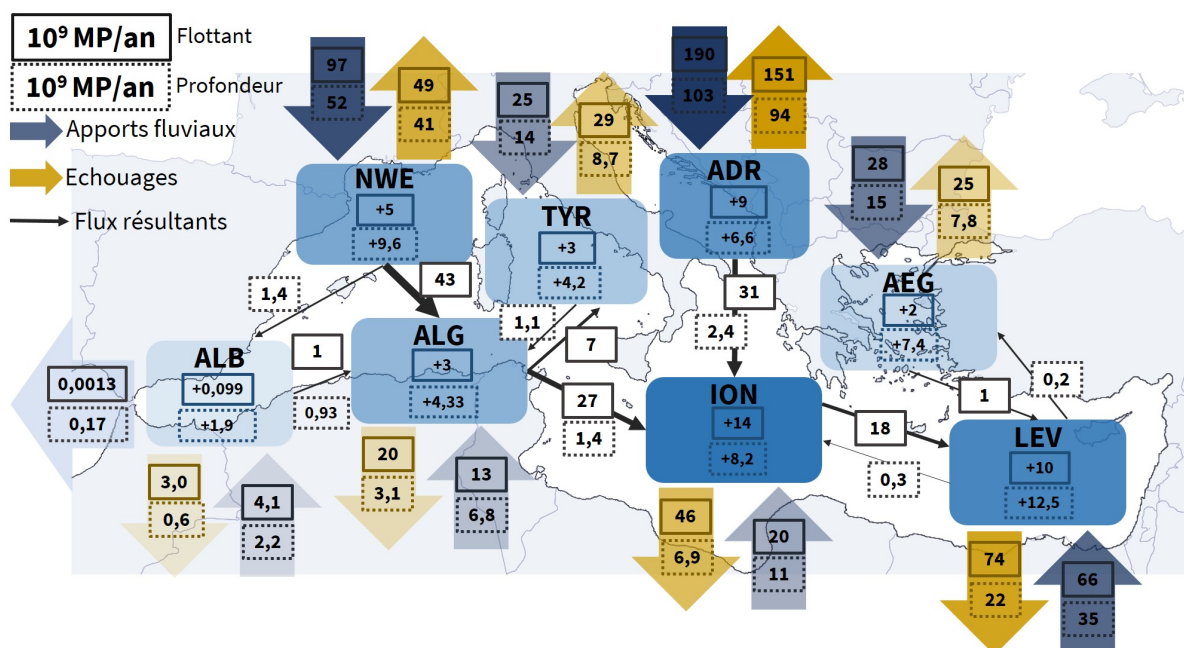


FIGURE 4.22 – Schéma bilan des transferts annuels modélisés par sous-bassin en Méditerranée. Les flux sont en milliards de MP par an. Les flux de particules flottantes sont traités séparément des flux de particules denses en profondeur. Les flèches noires représentent les flux entre les sous-bassins et les nombres contenus dans les boîtes régionales correspondent au nombre de particules présentes dans la colonne d'eau. Les limites des régions sont indiquées sur la Figure 4.9. En cumulé, les fleuves rejettent 443 milliards de MP flottants et 239 milliards de MP denses par an. L'échouage atteint au total 397 milliards de MP flottants et 184 milliards de MP denses par an. Dans cette configuration de la simulation, la Méditerranée accumulerait ainsi 46 milliards de MP flottants et 54.8 milliards de MP denses par an.

Chapitre 5

Conclusion générale et Perspectives

Plan du chapitre

5.1	Synthèse des résultats	144
5.2	Quelles perspectives pour les futures simulations?	146
5.2.1	Comment améliorer les estimations des sources de microplastiques? . . .	146
5.2.2	Comment améliorer la modélisation des processus de piégeage des microplastiques en mer?	147
5.3	Quel futur pour les campagnes d’observation en mer?	149

5.1 Synthèse des résultats

Dans le premier chapitre de cette thèse, nous soulignons que la quantification de la pollution plastique dans le milieu marin est encore très complexe et que les bilans actuels reposent sur de nombreuses incertitudes. Cette mauvaise connaissance du cycle du plastique dans l'environnement est liée à la grande diversité des sources et des caractéristiques physiques des débris plastiques ainsi que des nombreux processus physiques, biologiques et chimiques qui les transforment au cours de leur vie. A l'heure actuelle, la majorité des observations disponibles autour du monde concernent une catégorie bien précise de plastiques, appelés microplastiques (MP), de taille comprise entre 0.3 et 5 mm, capables de dériver sur de longues distances de l'intérieur des terres jusqu'aux zones les plus éloignées des océans et pouvant affecter l'ensemble de la faune marine. L'approfondissement des connaissances a permis d'identifier les fleuves comme étant des vecteurs privilégiés de transfert des MP des continents vers les océans. Cependant la modélisation des apports fluviaux est entachée de nombreuses approximations qui mènent à des estimations de flux de l'ordre du million de tonnes par an, largement supérieures aux quantités de plastique retrouvées à la surface des océans. Ainsi, ne parvenant pas à fermer les bilans massiques à l'échelle de la planète, l'hypothèse d'un puits séquestrant les quantités manquantes de plastique a émergé ("*the missing plastic sink*").

Au regard de ce constat à l'échelle de la planète, l'objectif de cette thèse était d'améliorer les estimations des apports fluviaux de MP vers les océans puis de proposer un bilan à l'échelle du bassin méditerranéen. La mer Méditerranée est en effet la mer semi-fermée la plus grande du monde, particulièrement vulnérable face aux pollutions d'origine terrestre. Tel un océan miniature, c'est un bassin approprié pour étudier le cycle des MP dans le milieu marin. Voici une synthèse des problématiques abordées par chacun des chapitres, et des résultats majeurs obtenus pour y répondre.

Dans le Chapitre 2, nous nous intéressons aux modèles d'apports fluviaux de MP développés à l'échelle globale afin de les appliquer par la suite spécifiquement aux bassins versants dont l'exutoire est situé en mer Méditerranée. En se basant sur une méthodologie empirique similaire à celle utilisée par les modèles de la littérature, nous calculons des apports fluviaux très inférieurs aux estimations existantes et communément reprises par la communauté scientifique. Cet écart, de plusieurs ordres de grandeur, est associé à différents constats que nous approfondissons dans notre étude. Notre approche est basée sur un nombre d'observations plus conséquent qui nous a permis d'améliorer les conversions entre flux en nombre de MP et flux massiques, en considérant les fibres synthétiques séparément des autres MP. Ce jeu de données plus fourni a également permis de réaliser des analyses de régression statistiques à partir de sous-ensembles plus homogènes en termes de méthodes de prélèvement. En effet, afin d'élaborer des bilans en comparant les sources aux stocks océaniques, les modèles d'apports fluviaux doivent être fondés sur des techniques de mesures semblables à celles utilisées en mer, la plus commune étant le trait de filet à plancton. Par ailleurs, les régressions multi-paramétriques développées dans notre étude reposent sur des flux normalisés par unité de surface permettant de considérer les petits bassins côtiers et les vastes bassins continentaux de façon analogue. Cette précaution est essentielle car elle permet d'affranchir les corrélations de la taille des bassins : les gros bassins versants ne déterminent plus à eux seuls la pente des équations multiparamétriques. Enfin, nous remettons en cause la pertinence du concept de déchets plastiques mal gérés ("*Mismanaged Plastic Waste*" - MPW) et de sa capacité à reproduire les observations dans les fleuves quand il est introduit dans les modèles. Sur la base de corrélations équivalentes, nous préférons à ce paramètre l'utilisation des densités de population comme paramètre de contrôle couplé aux écoulements de surface dans les bassins versants. Grâce à cette succession d'améliorations, nous ré-évaluons les apports fluviaux de MP vers les océans à quelques milliers de tonnes par an au lieu de plusieurs millions avec une répartition spatiale des flux plus en accord avec les zones d'accumulation dans

les océans. Nous montrons donc qu'il n'existe pas de puits séquestrant d'aussi grandes quantités de plastiques dès leur entrée dans le milieu marin. Nous soulignons aussi que ces nouvelles estimations suggèrent que les temps de résidence des MP à la surface des océans sont plus longs, de l'ordre de plusieurs années, en adéquation avec le concept de la plastisphère qui implique une dérive lente des plastiques permettant à divers organismes d'être transférés d'un écosystème à l'autre.

Nous avons ensuite utilisé le modèle d'apports fluviaux établi à l'échelle mondiale pour estimer les flux de MP rejetés à l'embouchure des bassins versants méditerranéens. D'après notre modèle, avec un export d'environ 12 tonnes par an correspondant à plus de 100 milliards de MP, l'un des principaux fleuves contributeur de la pollution plastique en Méditerranée est le Rhône dont l'exutoire se situe dans le Golfe du Lion. **Dans le troisième chapitre**, nous proposons de suivre la dispersion du panache de MP émis par le Rhône. La méthode utilisée est celle du suivi de particules lagrangiennes déployées dans des champs de courants calculés par le modèle de circulation océanique SYMPHONIE en Méditerranée. Ce chapitre est l'occasion de présenter la méthodologie choisie pour caractériser les particules en leur attribuant une large gamme de vitesses de flottabilité calculées à partir de distributions de tailles, formes et masses volumiques observées dans les fleuves afin de simuler un transport 3D réaliste. Ainsi nous déployons 65 % de MP flottants et 35 % de MP denses dans le modèle. Nous avons vu que la dispersion des particules sur le plateau du Golfe du Lion était empreinte d'une forte variabilité spatio-temporelle fortement dépendante des conditions météorologiques. Des épisodes de vent forts de sud - sud-est (tels qu'en mars 2013) entraînent un échouage deux fois plus important sur les côtes du Golfe du Lion, localisés notamment entre les embouchures du Grand et du Petit Rhône ainsi qu'à l'ouest du Golfe du Lion de part et d'autre du Cap de Creus. Au large du plateau, la variabilité saisonnière de la circulation générale entraîne deux schémas différents de dispersion des particules flottantes. La situation la plus courante se traduit par une accumulation temporaire (entre 8 et 9 mois) des MP en mer des Baléares en suivant le Courant Nord qui longe le talus continental. Toutefois, lorsque le front Nord-Baléares remonte plus au nord, des situations de recirculation vers l'Est du Courant Nord sont observées au niveau de la sortie sud-ouest du Golfe du Lion, court-circuitant ainsi la mer des Baléares. Ce second schéma de dispersion intervient plutôt en été et engendre un fort échouage sur les côtes ouest de la Corse et de la Sardaigne ainsi que de fortes concentrations de particules en mer Ligurie et en mer Tyrrhénienne. Dans l'un et l'autre des cas, que ce soit en remontant le long des Baléares et en contournant Minorque vers le Sud ou en longeant la Sardaigne vers le Sud, une grande partie des MP flottants émis par le Rhône sont exportés vers le bassin Algérien puis en Méditerranée orientale. Nous avons également mis en évidence l'impact des structures de sub-mésosécale sur la dispersion des MP. De manière générale, les filaments sont des voies majeures de transferts : les particules se concentrent en été sur le front Nord-Baléares alors qu'en hiver de nombreuses particules sont également présentes dans la soupe de sub-mésosécale produite par le fort mélange hivernal dans la couche de surface. En revanche, la saisonnalité des courants influence très peu la dispersion des particules en profondeur, nous montrons que la majorité des MP denses émis par le Rhône s'accumulent en zone côtière à proximité de la source et qu'une autre fraction reste piégée sur le plancher des Baléares au nord du canal d'Ibiza.

Sur le même principe, nous analysons, **dans le Chapitre 4**, la dispersion des MP flottants et denses émis par l'ensemble des bassins versants du pourtour méditerranéen. Les particules flottantes se dispersent rapidement sur de grandes distances entraînant un échouage différé généralement éloigné de leurs sources. Au contraire, la dispersion des particules denses émises par les fleuves est plus lente, elles tendent à s'accumuler sur les côtes à proximité des embouchures ou le long des talus continentaux. En corrélation avec les sources fluviales, l'Adriatique, exutoire du Pô et du Drin ainsi que le bassin Nord-Occidental (et notamment la mer des Baléares et le front Nord-Baléares), exutoire du Rhône, présentent les plus fortes concentrations de toute la

Méditerranée dans la couche de surface. Cependant, sur le long terme, au bout de deux années de dérive, nous montrons que la Méditerranée orientale est forcément l'exutoire pour les plastiques flottants. Ainsi à la surface du bassin oriental, l'accumulation se fait notamment au centre de la mer Ionienne, une zone de hotspot est également observée dans le Golfe de Tarente. En revanche, dans le bassin Levantin, les MP flottants se concentrent plutôt en zone côtière entraînant un fort échouage dans ce bassin. Bien que, dans notre simulation, ce ne sont pas ces derniers bassins qui présentent les plus fortes concentrations, ce sont eux qui contiennent les MP les plus "âgés" dont l'état de vieillissement (dégradation, fragmentation, biofouling) est potentiellement le plus avancé. D'autre part, lors du transfert de particules des bassins nord-ouest vers les bassins sud-est, une fraction importante de MP flottant s'échoue également sur les côtes est-algériennes et nord-tunisiennes. En mer Tyrrhénienne, les échouages et les transferts surviennent plus tard que dans les autres bassins et les MP flottants tendent à s'accumuler en son centre. Finalement, un des résultats fondamentaux de notre étude réside dans le fait qu'avec la configuration actuelle de la simulation, nous ne parvenons pas à reproduire les ordres de grandeur effectivement observés à la surface de la Méditerranée. Ce résultat nous permet ainsi d'envisager une amélioration des simulations à venir en contraignant davantage les sources (flux entrants) et les processus de piégeage (flux sortants) à partir de notre ré-évaluation des apports fluviaux de MP.

5.2 Quelles perspectives pour les futures simulations ?

Comme nous venons de le mentionner dans la synthèse des résultats du Chapitre 4, les hypothèses fortes sur lesquelles reposent notre modélisation n'ont pas permis de reproduire les observations *in situ*. Nous estimons en effet, à partir d'un jeu de données de plus de 400 mesures, qu'il y aurait en moyenne 330 milliards de MP à la surface de la Méditerranée. Or à l'issue de notre simulation, nous obtenons un stock flottant d'environ 46 milliards de MP. Certes, dans les faits réels, l'accumulation en mer est le résultat de plus de 50 années de pollution mais nous pouvons supposer qu'il existe un équilibre entre les sources et les processus de séquestration qui se traduit par un état pseudo-stationnaire des concentrations de microplastiques à la surface de la mer. Dans notre étude, la projection des stocks de surface sur plusieurs années, avec notre configuration des apports fluviaux et de l'échouage, indique qu'un état stationnaire est potentiellement atteint à 51 milliards de MP flottants en Méditerranée (hypothèse à vérifier en faisant tourner le modèle plus longtemps - Figure 4.21). En supposant qu'il existe effectivement un état stationnaire des stocks de surface, la question est donc, comment pouvons-nous mieux contraindre les flux entrants et sortants afin de reproduire un seuil stationnaire proche des observations ?

- Nous pouvons d'une part augmenter les flux entrants en considérant d'autres sources de MP en plus des apports fluviaux actuels.

- Et d'autre part, rééquilibrer les flux sortants en redéfinissant l'hypothèse sur l'échouage et en incluant des processus de sédimentation.

5.2.1 Comment améliorer les estimations des sources de microplastiques ?

Dans l'optique d'établir un bilan du cycle des plastiques en Méditerranée, de nombreuses pièces manquent encore au puzzle. Améliorer la quantification des sources est notamment nécessaire. En plus des fleuves, d'autres apports pourraient être considérés dans notre modèle. Par exemple, nous pourrions inclure les apports provenant des principales routes maritimes comme l'ont fait [Liubartseva et al. \(2018\)](#) et [Soto-Navarro et al. \(2020\)](#). Cependant une meilleure estimation des rejets provenant des navires est primordiale en se basant par exemple sur des

statistiques de pertes de conteneurs, de corrosion des peintures de coques, de nombres de passagers ou encore de pertes de matériel de pêche. Nous avons également vu que la quantification des apports provenant de l'Atlantique via le détroit de Gibraltar et de la mer Noire via le détroit du Bosphore puis la mer de Marmara sont des informations déterminantes pour étudier la distribution des MP en Méditerranée. Nous supposons notamment qu'un flux provenant de la mer Noire pourrait modifier la distribution des MP en mer Egée, où les concentrations de MP obtenues en surface dans notre simulation sont particulièrement faibles. De même, nous montrons que, du fait de la circulation générale, la fraction de MP qui sort par le détroit de Gibraltar est très faible et nous supposons que la fraction entrant en surface avec les masses d'eau atlantique est bien supérieure.

Une autre perspective à considérer pourrait être celle de la quantification des sources atmosphériques. [Dris et al. \(2016\)](#) et [Constant et al. \(2020\)](#) ont étudié les retombés atmosphériques révélant qu'un nombre important de fragments et surtout de fibres sont transportés par les masses d'air et sont susceptibles de se déposer sur l'ensemble du bassin méditerranéen. Dans l'agglomération parisienne, [Dris et al. \(2016\)](#) ont estimé des dépôts journaliers de 110 MP.m^{-2} en zone très peuplée et de 53 MP.m^{-2} en zone moins peuplée. [Constant et al. \(2020\)](#) proposent des estimations journalières légèrement plus faibles à Perpignan de 22 MP.m^{-2} soit environ 6 kg.km^{-2} par an. En extrapolant ces dernières valeurs sur l'ensemble de la surface de la mer Méditerranée, les dépôts atmosphériques seraient d'environ 55 000 milliards de MP par an correspondant à environ 15 000 tonnes par an, soit près de 180 fois nos estimations des apports fluviaux. Evidemment, ces chiffres sont à prendre avec beaucoup de précautions et sont largement sur-estimés, car en réalité les dépôts atmosphériques en milieu urbain et côtier sont certainement très supérieurs aux dépôts en milieu hauturier et il existe à l'heure actuelle trop peu de mesures pour pouvoir les extrapoler. Tenir compte des flux atmosphériques permettrait également d'intégrer les apports provenant des villes côtières autrement qu'à travers l'approche bassins versants utilisée dans notre étude. En effet, de nombreuses décharges à ciel ouvert existent encore sur le littoral méditerranéen (par exemple la décharge de Saïda ou celle de Bourj Hammoud au Liban) où les vents ramènent de nombreux débris directement en mer. Des grandes villes côtières augmentent également leur superficie en construisant des terres artificielles sur la mer par remblaiement à l'aide de déchets.

Il serait très intéressant de pouvoir inclure la saisonnalité des apports fluviaux dans notre modèle. Pour cela, nous pourrions baser le calcul des apports fluviaux de MP sur des moyennes mensuelles des écoulements de surface comme l'a fait [Lebreton et al. \(2017\)](#) à la place des moyennes annuelles. Ceci permettrait d'étudier l'influence de la variabilité temporelle des sources sur la distribution des MP en mer. Néanmoins, notre modèle d'apports fluviaux actuel n'est pas assez robuste pour permettre un tel affinement des estimations, pour aller plus loin, il est nécessaire d'obtenir plus de mesures dans les fleuves.

En plus d'une amélioration des sources, nous pourrions développer des scénarios futurs pour prédire l'évolution potentielle des apports fluviaux en appliquant les équations multiparamétriques aux projections pour les densités de population et pour les débits. Avec le réchauffement climatique, la réduction du flux d'eau en Méditerranée ([The Mediterranean Wetlands Observatory, 2018](#)) pourrait également réduire les apports fluviaux de plastique provenant des populations vivant à l'intérieur des terres.

5.2.2 Comment améliorer la modélisation des processus de piégeage des microplastiques en mer ?

Dans le modèle, nous considérons l'échouage à la côte en permettant aux particules de s'immobiliser sur le littoral sous certaines conditions de courant. En considérant que les plages sont

des systèmes sédimentaires en érosion (Vousdoukas et al., 2020), cette hypothèse est certainement trop radicale et le taux d'échouage de 90 % obtenu dans notre étude pour les MP flottants pourrait être surestimé. Introduire dans le modèle la possibilité pour les particules accumulées sur la côte d'être remobilisées vers le large permettrait ainsi de diminuer les flux sortants. L'impact potentiel d'une diminution des taux d'échouage sur le stock de MP flottant en Méditerranée est illustré sur la Figure 5.1. Cette figure montre que si nous réduisons le piégeage des MP flottants sur les côtes à 57.3 %, nous pourrions théoriquement arriver à reproduire un état stationnaire proche du stock flottant observé en Méditerranée. Avec cette réévaluation des flux sortants, 4 années de simulation seraient potentiellement nécessaires pour atteindre une sorte d'équilibre des concentrations à la surface de la mer.

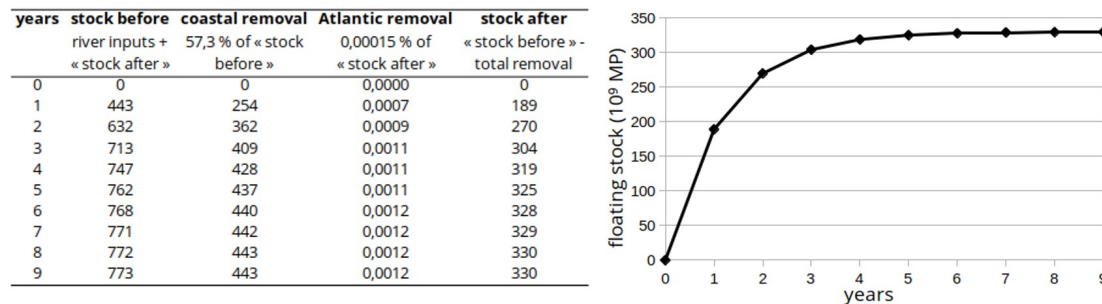


FIGURE 5.1 – Projection théorique des stocks de MP flottants à la surface de la Méditerranée. Ce scénario est obtenu en considérant les mêmes apports fluviaux que dans notre étude et en imposant un échouage revu à la baisse de 57.3 % du stock flottant. Cette configuration permet théoriquement de reproduire un état stationnaire des stocks en surface proche des 330 milliards de MP estimés à partir des observations.

Pour aller plus loin, introduire d'autres processus de piégeage permettrait de réduire le rôle de l'échouage dans les bilans. Il serait intéressant d'intégrer dans nos scénarios un modèle d'évolution des vitesses verticales de flottabilité des particules au cours du temps afin de simuler l'influence de certains processus physiques, chimiques ou biologiques tels que le biofouling, la fragmentation et la dégradation qui font varier la vitesse de chute des MP lors de leur dérive en modifiant leurs caractéristiques (masse volumique, forme, taille). Ceci permettrait de suivre l'évolution des proportions entre particules flottantes et particules denses au cours du temps. Considérer le biofouling dans le modèle, augmenterait le nombre de MP en suspension dans la colonne d'eau ainsi que leur dépôt sur les fonds marins et ferait peut être aussi apparaître de nouvelles zones d'accumulation en profondeur. Des modèles empiriques permettant d'intégrer le biofouling à la surface des particules dans les simulations existent. Par exemple, Chubarenko et al. (2016) propose un modèle simplifié permettant de calculer l'augmentation de la densité moyenne des particules en fonction de l'épaisseur et de la masse volumique du biofilm qui se forme à leur surface. Ils estiment que les fibres de PE doivent passer entre 6 et 8 mois dans la zone euphotique avant de commencer à couler tandis que les particules sphériques peuvent dériver en surface plusieurs dizaines d'années. Au contraire, Kaiser et al. (2017) ont observé que des MP faits de PE commençaient à couler après 6 semaines seulement d'incubation en eau côtière. A partir d'études sur la dégradation biologique (Zettler et al., 2013; Dawson et al., 2018) et la fragmentation physique et chimique (Eriksen et al., 2014; Ter Halle et al., 2016), nous pourrions également intégrer un modèle de multiplications des particules au cours du temps associée à une diminution de leur taille. Toutefois, alors que le biofouling a une influence significative sur les trajectoires des MP, la diminution de la taille des particules liée à leur dégradation semble n'avoir qu'une faible influence (Jalón-Rojas et al., 2019). Pour compléter cette perspective de simulation des transferts verticaux entre les stocks flottants et les stocks en profondeur, il faudrait permettre aux particules de pouvoir sédimenter sur le fond ce qui n'est pas le cas dans nos simulations actuelles.

Un suivi plus spécifique des différents types de MP, en fonction de leur forme, taille et nature de polymère, serait également une perspective intéressante que je n'ai pas eu le temps d'approfondir dans cette thèse. Dans le temps imparti, nous avons étudié de façon distincte deux familles de particules, les MP flottants dont la masse volumique est supérieure à celle de l'eau de mer par opposition aux MP denses, mais nous aurions pu distinguer davantage de sous-groupes de MP. En stockant plus de variables dans le modèle de suivi lagrangien, nous pourrions remonter plus facilement aux caractéristiques de départ des particules pour diagnostiquer de façon plus spécifique la répartition des différents types de MP à la surface, sur les côtes et en profondeur.

Nous souhaitions aussi initialement réaliser une deuxième simulation en tout point comparable à celle analysée dans le Chapitre 4 en enlevant uniquement le forçage des courants eulériens par la dérive de Stokes afin d'obtenir des conclusions plus précises sur le rôle des vagues dans le transport des MP dans les eaux de surface. Finalement, une dernière perspective pour l'analyse de la distribution en mer serait celle du suivi de l'évolution des concentrations de MP dans les tourbillons les plus stables de Méditerranée. Est-ce que les tourbillons concentrent les MP ? Existe-il un gradient de concentration de l'extérieur vers le centre des tourbillons ?

5.3 Quel futur pour les campagnes d'observation en mer ?

Notre modélisation pourra ainsi servir d'indicateur pour identifier les zones d'accumulation et pourra servir d'aide à l'organisation de missions d'observation futures. D'une part, nous manquons encore beaucoup d'observations en Méditerranée orientale que nous supposons être l'exutoire pour les MP flottants. Il serait notamment intéressant d'obtenir des données sur l'état de vieillissement des MP échantillonnés dans les différents bassins. Si la mer Ionienne est vraiment un bassin d'accumulation, les MP devraient y être plus "âgés" que dans le Golfe du Lion par exemple. D'autre part, nous avons vu que la variabilité temporelle des mesures *in situ* est très grande car fortement corrélée aux conditions météorologiques et à l'état de la mer. Pour pouvoir étudier davantage l'effet des courants sur les concentrations de MP à la surface de la mer, des suivis temporels à plus haute fréquence sont nécessaires. Les mesures actuellement disponibles sont la plupart du temps issues d'échantillonnages ponctuels ce qui ne permet pas de les comparer concrètement aux simulations numériques. Afin de comprendre la variabilité temporelle des mesures, notre simulation pourrait ainsi être utilisée pour définir une ou plusieurs zones de recherche ainsi que la fréquence et la période des échantillonnages. Une coordination au niveau européen permettrait par exemple d'élargir les zones de recherche ou d'augmenter la fréquence des prélèvements. Un suivi temporel des concentrations dans le panache du Rhône coordonné avec un échantillonnage fluvial en parallèle serait également intéressant, dans le même esprit que le protocole d'échantillonnage développé lors de la mission Tara microplastique 2019, mais avec un suivi du panache fluvial par images satellite et modélisation numérique comme aide à la décision en temps réel. Ceci permettrait d'étudier le lien entre la saisonnalité des apports et les concentrations mesurées en mer. Pour finir, nous pourrions améliorer les connaissances sur le rôle de la mésoéchelle (celle qui correspond au bord des fronts, c'est-à-dire celle qui est prédictible) dans le transport des MP en mettant en place un échantillonnage adapté pour comparer les concentrations dans les zones frontales avec celles à l'extérieur des fronts.

**ANNEXE : Weiss et al., The missing ocean
plastic sink : Gone with the rivers.
Science 373 (6550), 107 - 111 (2021).
<https://doi.org/10.1126/science.abe0290>**

Title: The missing ocean plastic sink: gone with the rivers

Authors: Lisa Weiss^{1*}, Wolfgang Ludwig¹, Serge Heussner¹, Miquel Canals², Jean-François Ghiglione³, Claude Estournel⁴, Mel Constant^{1†}, Philippe Kerhervé¹

Affiliations:

¹CEFREM, UMR 5110 University of Perpignan - CNRS, F-66860 Perpignan Cedex, France.

²CRG Marine Geosciences, Department of Earth and Ocean Dynamics, University of Barcelona, E-08028 Barcelona, Spain.

³LOMIC, UMR 7621 Sorbonne University - CNRS, F-66650 Banyuls-sur-Mer, France.

⁴LEGOS, UMR 5566 University Toulouse III – CNRS/CNES/IRD/UPS, F-31400 Toulouse, France.

†Current address: IMT Lille Douai, GCE, F-59508 Douai, France.

*Corresponding author. Email: lisa.weiss@univ-perp.fr

One Sentence Summary:

New data drastically drop previous estimates of microplastic river fluxes to the ocean, reducing the need for a missing ocean plastic sink.

Abstract:

Plastic floating at the ocean surface, estimated at tens to hundreds of kilotons, represents only a small fraction of the estimated several million tons annually discharged by rivers. Such an imbalance promoted the search for a “missing plastic sink” that could explain a rapid removal of river-sourced plastics from the ocean surface. Based on an in-depth statistical reanalysis of updated data on microplastics – a size fraction for which both ocean and river sampling rely on equal techniques – we demonstrate that current river flux assessments are overestimated by two to three orders of magnitude. Accordingly, average residence time of microplastics at the ocean surface rises from a few days to several years, strongly reducing the need for a missing sink.

Main Text:

Over recent years, plastic pollution has become a growing concern that attracted public awareness and fostered numerous studies to identify and quantify plastic waste sources, transport and fate within terrestrial, coastal and marine environments (1, 2). A central issue has been the quantification of discharge to the global ocean, considered as a major sink for plastic debris (3). Leakage from waste generation and inadequate disposal on land – the mismanaged plastic waste (MPW) – was initially identified as the main driver for plastic discharge to the ocean with a potential annual transfer of 4.8 to 12.7 Mt (4). Rivers are recognized to be the principal conveyors in this transfer (5, 6). Correlations between estimated river plastic fluxes and MPW in drainage basins confirmed, in subsequent studies, that maximum river fluxes of total plastics could reach

2.4 to 4.0 Mt yr⁻¹ (7, 8). Among the different plastic size categories generally recognized, the <5 mm microplastics (MPs hereafter) represent the size fraction for which both river flux and surface oceanic MP stock estimates rely on equal sampling techniques, thus allowing direct comparison (Supplementary Materials and Methods 3.1). Narrowing the figures to this better-documented category yields an average MP river input of 1.5 Mt yr⁻¹ (9). Furthermore, the amount of plastic floating at the ocean surface, mainly composed by MPs (10, 11), is currently estimated at 14.4 kt (12), 35.5 - 66.1 kt (13) or even 236 kt (11), depending on data availability, modeling approach and the upper particle size limit considered. So far, compelling evidence for a rapid growth of the floating plastic stock in the ocean is missing (14, 15). Therefore, dividing the relevant amount by the annual MP flux from rivers provides a conservative indication of the average residence time of MP debris at the ocean surface. A global river discharge in the range of million tons per year accordingly implies an unrealistic short residence time of MPs at the ocean surface, i.e. in the range of days to weeks.

As with the “missing carbon sink” concept (16) that fostered fundamental research on the global carbon cycle in the early 1990s, the idea of a “missing ocean plastic sink” emerged from such an overwhelming difference between the amount of MPs supposedly brought by rivers and the stocks accumulating at the ocean surface (12, 17, 18) and triggered research on the fate of plastic debris in the marine environment. Several processes have been proposed to be prime actors in preventing ever-growing plastic accumulation at the ocean surface. Among them is rapid accumulation in living biomass (19), quick loss of buoyancy and settling to deeper water layers and the seabed (20-24), rapid stranding on beaches (25, 26), degradation through physical fragmentation (18), microbial alteration (27) and/or photochemical dissolution (28). None of these studies has nevertheless questioned the robustness of so short residence times of MPs at the ocean surface as those derived from the comparison between river fluxes and floating ocean stocks.

Contrary to measurements at sea, MP studies in rivers were scarce at the time of initial river flux estimates and disregarded differences in sampling techniques. However, recent studies on MPs in rivers allowed us to reassess river fluxes based on a more exhaustive data compilation than previously made (Fig. 1 and Table S1). We consequently identify three main methodological biases that magnified errors in the process leading from the quantification of plastic debris in individual rivers to the calculation of global river budgets. Correcting these errors leads to flux estimates that are orders of magnitude (OM hereafter) smaller than previous values. The quest for a major missing plastic sink in the ocean becomes then needless.

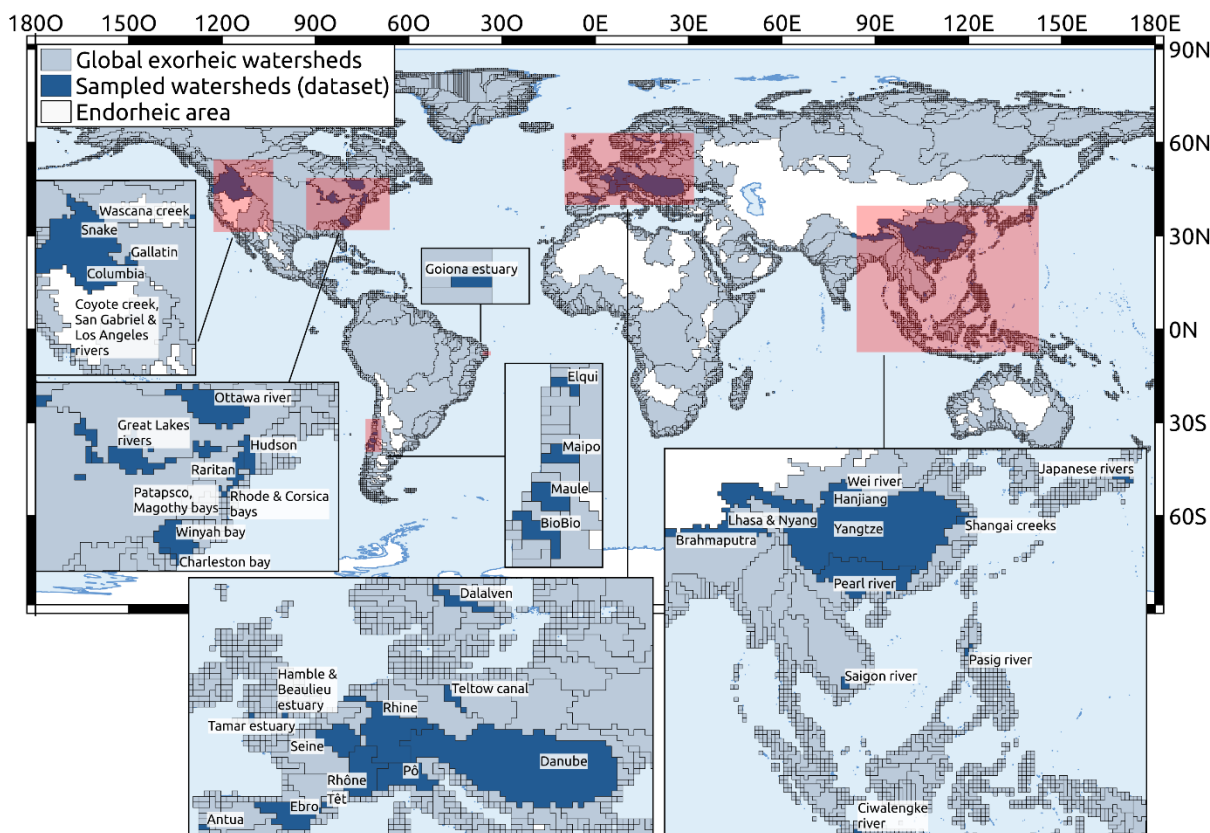


Fig. 1. Global watershed delineation (0.5 x 0.5 degree grid cell resolution) and representation of the river catchments for which MP flux estimates can be established from the literature. They represent 340 measurements at 127 sampling locations in 89 rivers and have been compiled from 42 published studies (Table S1). With respect to the world total, the 89 sampled rivers represent 14% of water discharge.

5

The first source of error refers to the choice of a representative mass for MPs in rivers. Since most field studies only determined MP number concentrations, the accurate estimate of MP mass transport depends on knowing how to convert numbers to mass. Based on our extended dataset ($n = 129$), a median mass of $0.23 \text{ mg item}^{-1}$ (Weiss conversion factor 1, Wf1) for non-fiber MPs is obtained (Supplementary Materials and Methods 1.3 and Figs. S1, S2), which is significantly lower than those used in previous estimates, i.e. 3.0 mg item^{-1} (7) or $0.96 \text{ mg item}^{-1}$ (8), referred as Lf and Sf conversion factors hereafter (according to initial letters of the first authors in (7) and (8), respectively). Our estimate for MP fibers is $0.75 \mu\text{g item}^{-1}$ (Weiss conversion factor 2, Wf2). Since bulk samples can be largely composed by fibers (up to $>90\%$, Table S1), composite MP mass (estimated using a composite Weiss factor, Wf) often represents only a small fraction of Wf1, and Wf frequently is 1-2 OM lower than Lf or Sf.

10

15

The second source of error results from the inappropriate mixing of data collected with different sampling techniques. MPs at sea are usually collected with plankton nets (29), which is also the most common sampling technique in rivers (30) (hereafter “plankton net sampling”). However, in a number of studies, MPs have been collected using other techniques (hereafter “miscellaneous

20

sampling”) including filtration through pore sizes smaller than the minimum mesh size of plankton nets (80 μm). Our data clearly show that filtration collects much larger numbers of MPs (Fig. 2A) and, particularly, small-sized MPs, which is consistent with previous studies that found distributions of MPs sampled with this method skewed toward the lower size range in rivers (31), atmospheric deposits (32) and seawater (33). Major biases arise when such small plastic fragments are included in mass conversions using factors obtained from plankton net sampling. A striking example is the Yangtze River for which miscellaneous sampling on filters (34) produced MP number concentrations 3 to 4 OM larger than sampling with plankton nets (35). The mass offset rises to almost 5 OM when the number concentrations based on filtration are converted to mass concentrations by using Lf [as applied in (7)] and the number concentrations based on plankton net sampling are converted by using Wf.

A box plot of MP mass concentrations highlights the combined effect of inappropriate conversion factors and misleading mixing of measurements from different sampling techniques (Fig. 2B). Applying uniformly the Lf factor to the reported number concentrations in our exhaustive data set yields a mass concentration range encompassing 7 OM. MP mass concentrations would be in some cases as low as those of natural trace metals during low flow conditions (36) while in other cases they would be as high as total suspended sediment concentrations during flood conditions (37). Such an extended mass range has never been reported for any kind of particulate matter in rivers before. Using however the Wf factor not only lowers the median mass concentration by more than a factor of 30, but also narrows its variability by one OM. Restricting the outcomes from field studies to those from plankton net sampling further lowers median concentrations and leads to the strongest reduction of variability. Values now only stretch over 3 OM, which is more in line with the maximum seasonal variability for MP concentrations reported in case studies (38-40).

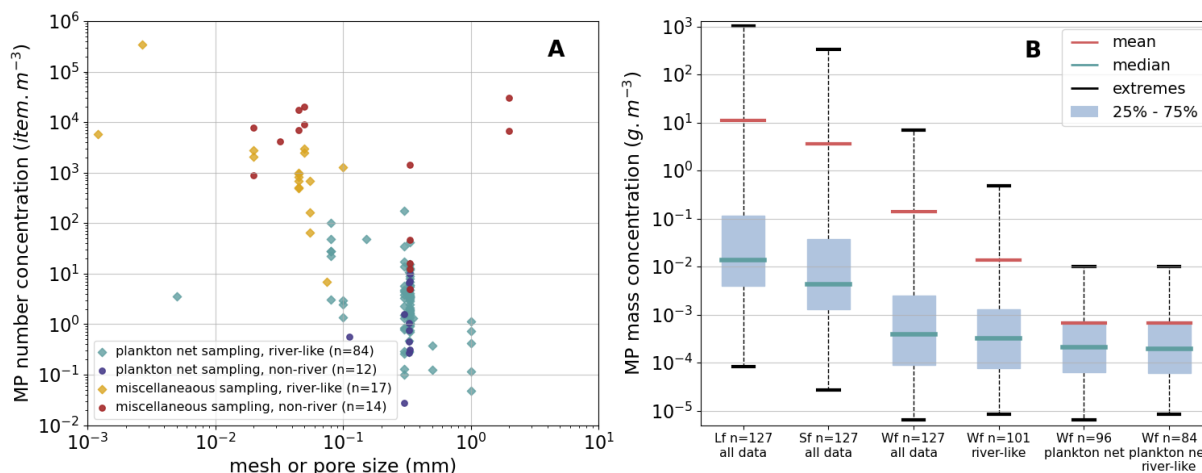


Fig. 2. MP concentration variability in rivers. (A) MP number concentrations (items m^{-3}) in different data subsets combining sampling techniques and study locations. Retention limits correspond to mesh (plankton net sampling) or filter pore sizes (miscellaneous sampling) used to retain MP particles according to the compiled studies. “River-like” sampling considers data obtained in rivers *sensu stricto*, i.e. excluding connected surface waters such as artificial canals, channelized streams, tidal estuaries or bays (Supplementary Materials and Methods 1.2). (B) Box plot representation of MP mass concentrations as a function of different combinations of sampling techniques and number to mass conversion factors (Lf, Sf, Wf). The similarity of the two box plots at the right (all plankton net data and plankton net data restricted to rivers) indicates that the high variability observed in the other box plots is mostly related to miscellaneous sampling.

The third source of error concerns global MP flux estimates based on the relationship between MP river fluxes and MPW. Our calculations yield MP fluxes as high as millions of tons when using the above-mentioned Lf or Sf conversion factors (4,610 and 1,479 kt yr⁻¹ respectively) and correlating river mass fluxes with MPW stocks in drainage basins (Table 1). Nevertheless, the associated values of the coefficient of determination are quite low ($r^2 = 0.53$), suggesting that the models are far from fully explaining the calculated river loads. Applying the composite factor Wf drops the global MP flux to 129 kt yr⁻¹, while r^2 increases to 0.59. Restricting the regression to the plankton net data subset further improves the correlation ($r^2 = 0.66$) and reduces the global flux to 31 kt yr⁻¹. Interestingly, with this latter subset of data, MPW is no longer the best predictor for MP river loads, since the associated coefficient of determination is greater ($r^2 = 0.69$) if correlated to total basin population (Pop). Processing the large-scale extrapolations with the parametric equation based on regression with Pop instead of MPW still decreases the global MP flux by about one OM down to 3.5 kt yr⁻¹. We also tested whether multi-regression models can improve the statistics (Supplementary Materials and Methods 2.2 and Table S3). For the plankton net dataset, we identify a significant relationship between specific MP fluxes, population density (sPop) and drainage intensity (sQ). This relationship increases again the coefficient of determination to $r^2 = 0.80$ (Table 1), although global budgets only change moderately (6.1 kt yr⁻¹). However, regression analyses alone do not allow rejection of MPW as the best predictor for riverine MP fluxes but the heterogeneity that MPW values implied in the spatial distribution of riverine MP discharges into the ocean does. Indeed, this heterogeneity does not match the observed accumulation patterns in the different ocean basins (Fig. 3). The discrepancy is particularly striking for the North Atlantic Ocean. Although this basin should have a MP concentration at least as large as the North Pacific Ocean (12, 33, 41), it always receives less than 6% of the global river inputs when extrapolations are calculated from MPW (Table 1). This is because MPW estimates for Europe and North America are quite low compared to Asia and Africa (Fig. S3). Extrapolations based on Pop and/or on sPop and sQ better fit with observed MP accumulation at the ocean surface (Fig. 3). Very recently, a modeling study (6) proposed a scenario of global river plastic fluxes based on a Human Development Index (HDI). Although the authors found clearly lower and spatially more equilibrated values compared to (7) and (8), discrepancies with the accumulation patterns at the ocean surfaces still exist. They are more important than in our approach, which is not giving more credit to HDI compared to Pop.

Table 1. Regression models for observed MP river fluxes and potential controlling factors in the respective drainage basins for the data subsets shown in Fig. 2. The resulting global MP fluxes are further detailed according to the main ocean basins to which they are discharged. The “Others” column includes discharges into the Mediterranean Sea, the Black Sea and the Arctic Ocean. MPW: Mismanaged plastic waste; Pop: basin population; sPop: population density; sQ: drainage intensity.

Data subsets	Number of data	Regression parameters	Number to mass conversion factor	r ²	Global MP flux (kt yr ⁻¹)	North Atlantic (%)	South Atlantic (%)	Indian Ocean (%)	North Pacific (%)	South Pacific (%)	Others (%)
All data	127	MPW	Lf	0.53	4,610	5.3	16.3	33.6	31.7	1.7	11.4
All data	127	MPW	Sf	0.53	1,479	5.3	16.3	33.6	31.7	1.7	11.4
All data	127	MPW	Wf	0.59	129	4.8	16.3	34.3	31.8	1.5	11.3
All data	127	Pop	Wf	0.49	15	12.6	10.1	33.4	30.2	3.3	10.4
River-like	101	MPW	Wf	0.57	56	6.1	16.3	32.3	31.7	2.1	11.5
River-like	101	Pop	Wf	0.45	7.2	15.4	10.5	29.0	29.3	4.9	10.9
Plankton net	96	MPW	Wf	0.66	31	5.7	16.3	32.9	31.7	1.9	11.5
Plankton net	96	Pop	Wf	0.69	3.5	13.3	10.2	32.3	30.0	3.7	10.5
Plankton net – River	84	MPW	Wf	0.66	29	6.0	16.3	32.4	31.7	2.1	11.5
Plankton net – River	84	Pop	Wf	0.69	3.6	13.8	10.3	31.5	29.8	4.0	10.6
Plankton net	96	sPop, sQ	Wf	0.80	6.1	23.1	12.0	21.6	27.7	11.0	4.6
Plankton net – River	84	sPop, sQ	Wf	0.80	6.6	23.3	12.0	21.4	27.6	11.0	4.7

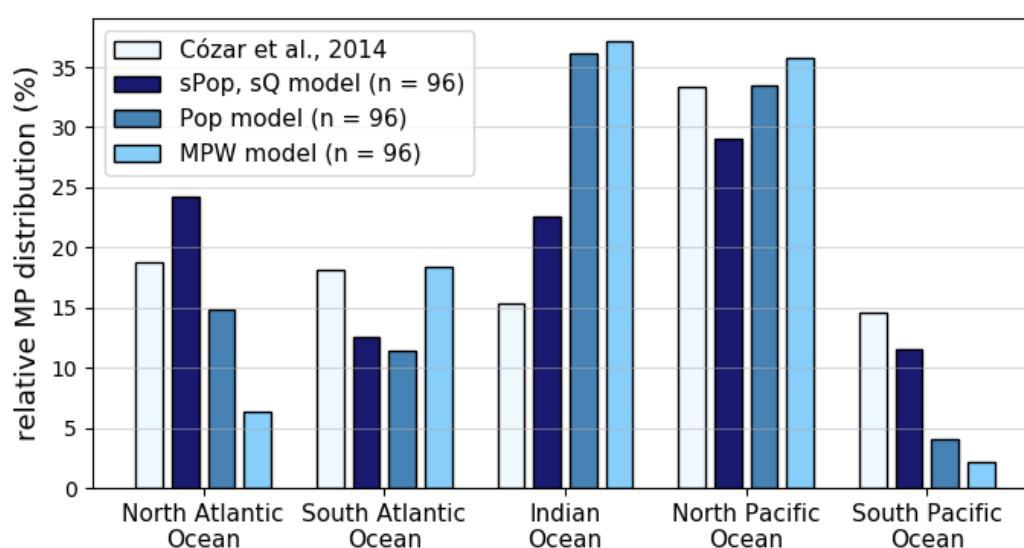


Fig. 3. Comparison between relative distribution of estimated MP stocks at the surface of the different ocean basins (12) and relative distribution of riverine MP fluxes according to the “plankton net sampling” model outputs (Table 1). Both surface ocean stocks for the listed ocean basins and river fluxes close at 100%. Extrapolations of MP river fluxes based on Pop and/or sPop and sQ generally fit better with observed MPs accumulation at the ocean surface according to Cózar’s et al., observations (12) than extrapolation based on MPW. Nevertheless, discrepancies exist, especially for the Indian Ocean in the Southern Hemisphere. The oceanic gyre is here connected to the South Atlantic via the Agulhas Current leakage (45) and to the South Pacific via the Great Australian Bight and the Tasman Sea (46), suggesting that the stocks in these two ocean basins could be partly fed by MPs originating from the Indian Ocean.

Lowering the global river plastic flux down to a few thousand tons per year has of course major implications for our understanding of MPs cycling in the sea. Conservatively dividing the oceanic stock of 14.4 kt (12) by our best MP flux estimate of 6.1 kt yr⁻¹ yields residence times around 2.4 years for the floating stock at the ocean surface. Although associated with significant uncertainties (Supplementary Materials and Methods 3), such values support the idea that surface oceanic MP stocks result from rather slow accumulation processes and thus conflicts with the concept of ocean MPs being a highly reactive pool in terms of biological and chemical degradation and sequestration processes. Longer residence times are also in accordance with the observed long-distance transport of invasive species living on rafting plastics that may be part of the “plastisphere” (27, 42). Slow accumulation does not exclude selective sorting and sequestration of MPs on their way from land

to the oceanic gyres. The average mass of a floating oceanic MP is generally higher (between 0.97 and 7 mg (10, 12, 13, 18, 41)) than the value we found for non-fiber MPs in rivers and tends to increase in accumulation areas (Supplementary Materials and Methods 3, and Fig. S1). This difference could reflect selective sequestration of smaller MPs, for example through turbulent dispersion in the water column (33) or ingestion by a wide range of organisms (14, 17, 43) and subsequent transfer to seafloor sediments where they form the bulk of plastic litter (20, 23, 44).

Our finding that MP river fluxes are much lower than previous estimates should not be misunderstood as an attempt to minimize the severity of the plastic pollution problem. On the contrary, it implies that even if riverine plastic inputs were to cease immediately, the floating MP stocks and their deleterious effects on the marine environment would persist for many years. We neither claim that plastic cycling in the oceans is fully understood. There are many size classes, oceanic compartments and land-to-sea transfer processes on which further research is urgently needed to properly evaluate the exposure of marine biota to this novel type of pollution and design cleaning strategies. Reliable mass quantification of plastic stocks and fluxes both in the lower micrometer to nanometer scale and in the form of macroplastics are on top of the priority list for action. However, as we clearly demonstrate with our results, in all of these approaches, great effort should be spent on the development of standard sampling techniques and reliable extrapolation methods in order to avoid major errors in budget calculations that are uncritically accepted. We finally demonstrate that MP pollution in the world ocean is not restricted to MPW-designated hot spot countries in Asia or Africa. Collective initiatives aiming at reducing the ocean's MP load therefore should rely more on global land-based actions at much larger spatial scales than previously thought.

REFERENCES

1. D. K. Barnes, F. Galgani, R. C. Thompson, M. Barlaz, Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **364**, 1985-1998 (2009).
2. C. M. Rochman, T. Hoellein, The global odyssey of plastic pollution. *Science* **368**, 1184-1185 (2020).
3. Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Protection (GESAMP). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment (eds P.J. Kershaw, C. M. Rochman). *Rep. Stud. GESAMP* **93**, 220 (2016).
4. J.R. Jambeck, R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, K. L. Law, Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* **347**, 768-771 (2015).
5. L. Lebreton, A. Andrady, Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Commun.* **5**, 6 (2019). Figshare <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.5900335> (2018).
6. L. Mai, X.-F. Sun, L.-L. Xia, L.-J. Bao, L.-Y. Liu, E. Y. Zeng, Global Riverine Plastic Outflows. *Environ. Sci. Technol.* **54**, 10049-10056 (2020).
7. L. C. M. Lebreton, J. Van der Zwet, J. W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady, J. Reisser, River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* **8**, 15611 (2017).
8. C. Schmidt, T. Krauth, S. Wagner, Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environ. Sci. Technol.* **51**, 12246-12253 (2017).
9. W. W. Y. Lau, Y. Shiran, R. M. Bailey, E. Cook, M. R. Stuchtey, J. Koskella, C. A. Velis, L. Godfrey, J. Boucher, M. B. Murphy, R. C. Thompson, E. Jankowska, A. C. Castillo, T. D. Pilditch, B. Dixon, L. Koerselman, E. Kosior, E. Favoino, J. Gutberlet, S. Baulch, M. E. Atreya, D. Fischer, K. K. He, M. M. Petit, U. R. Sumaila, E. Neil, M. V. Bernhofen, K. Lawrence, J. E. Palardy, Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, **369**, 1455-1461 (2020).
10. S. E. Morét-Ferguson, K. L. Law, G. Proskurowski, E. K. Murphy, E. E. Peacock, C. M. Reddy, The size, mass, and composition of plastic debris in the Western North Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* **60**, 1873-8 (2010).
11. E. van Sebille, C. Wilcox, L. Lebreton, N. Maximenko, B. D. Hardesty, V. J. A. Franeker, M. Eriksen, D. Siegel, F. Galgani, K. L. Law, A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.* **10**, 124006 (2015).

12. A. Cózar, F. Echevarría, J. I. González-Gordillo, X. Irigoien, B. Ubeda, S. Hernández-León, Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **111**, 10239–10244 (2014).
13. M. Eriksen, L. C. M. Lebreton, H. S. Carson, M. Thiel, C. J. Moore, J. C. Borerro, F. Galgani, P. G. Ryan, J. Reisser, Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE* **9**, e111913 (2014).
14. K. L. Law, S. E. Morét-Ferguson, N. A. Maximenko, G. Proskurowski, E. E. Peacock, J. Hafner, C. M. Reddy, Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science* **329**, 1185–88 (2010).
15. K. L. Law, S. E. Morét-Ferguson, D. S. Goodwin, E. R. Zettler, E. DeForce, T. Kukulka, G. Proskurowski, Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environ. Sci. Technol.* **48**, 4732–38 (2014).
16. C. D. Keeling, S. C. Piper, M. Heimann, A three-dimensional model of atmospheric CO₂ transport based on observed winds: 4. Mean annual gradients and interannual variations. In D. H. Peterson (Ed.), *Aspects of Climate Variability in the Pacific and the Western Americas*. Washington: AGU. *Geophys. Monogr.* **55**, 305–63 (1989).
17. R. C. Thompson, Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. G. John, D. McGonigle, A. E. Russell, Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* **304**, 838 (2004).
18. A. ter Halle, L. Ladirat, X. Gendre, D. Goudouneche, C. Pusineri, C. Routaboul, C. Tenaillieu, B. Duployer, E. Perez, Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 5668–5675 (2016).
19. P. Davison, R. G. Asch, Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **432**, 173–80 (2011).
20. L. C. Woodall, A. Sanchez-Vidal, M. Canals, G. L. J. Paterson, R. Coppock, V. Sleight, A. Calafat, A. D. Rogers, B. E. Narayanaswamy, R. Thompson, The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R. Soc. Open Sci.* **1**, 140317 (2014).
21. W. P. de Haan, A. Sanchez-Vidal, M. Canals, on behalf of the NUREIEV1 Shipboard Scientific Party, Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* **140**, 523-535 (2019).
22. K. Pabortsava, R. S. Lampitt, High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nat. Commun.* **11**:4073 (2020).
23. I. A. Kane, M. A. Clare, E. Miramontes, R. Wogelius, J. J. Rothwell, P. Garreau, F. Pohl, Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation. *Science* **10**, 1126 (2020).
24. J. Boucher, G. Billard, The Mediterranean: Mare plasticum. Gland, Switzerland: IUCN. x+62 pp
25. S. Liubartseva, G. Coppini, R. Lecci, E. Clementi, Tracking plastics in the Mediterranean: 2D Lagrangian model. *Mar. Pollut. Bull.* **129**, 151–162 (2018).
26. Y. Ourmières, J. Mansui, A. Molcard, F. Galgani, I. Poitou, The boundary current role on the transport and stranding of floating marine litter: The French Riviera case. *Cont. Shelf Res.* **155**, 11–20 (2018).
27. J. Jacquin, J. Cheng, C. Odobel, C. Pandin, P. Conan, M. Pujo-Pay, V. Barbe, A. L. Meistertzheim, J. F. Ghiglione, Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: a review on colonization and biodegradation by the “plastisphere”. *Front. Microbiol.* **10**, 865 (2019).
28. L. Zhu, S. Zhao, T. B. Bittar, A. Stubbins, D. Li, Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: Rates and microbial impacts. *J. Haz. Mat.* **383**, 121065 (2020).
29. V. Hidalgo-Ruz, L. Gutow, R. C. Thompson, M. Thiel, Microplastics in the Marine Environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 3060–3075 (2012).
30. R. Dris, H. Imhof, W. Sanchez, J. Gasperi, F. Galgani, B. Tassin, C. Laforsch, Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. *Environ. Chem.* **12**, 539–550 (2015).
31. R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, M. Saad, N. Renault, B. Tassin, Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environ. Chem.* **12**, 592–599 (2015).
32. S. Allen, D. Allen, V. R. Phoenix, G. L. Roux, P. D. Jiménez, A. Simonneau, S. Binet, D. Galop, Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* **12**, 339 - 344 (2019).
33. M. Poulain, M. J. Mercier, L. Brach, M. Martignac, C. Routaboul, E. Perez, M. C. Desjean, A. ter Halle, Small Microplastics as a Main Contributor to Plastic Mass Balance in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Environ. Sci. Technol.* **53**, 1157–1164 (2019).
34. S. Zhao, L. Zhu, T. Wang, D. Li, Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze estuary system, China: first observations on occurrence, distribution. *Mar. Pollut. Bull.* **86**, 562–568 (2014).
35. X. Xiong, C. Wu, J. J. Elser, Z. Mei, Y. Hao, Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River – From inland to the sea. *Sci. Total Environ.* **659**, 66–73 (2018).
36. J. M. Martin, M. Meybeck, Elemental Mass-Balance of Material Carried by Major World Rivers. *Mar. Chem.* **7**, 173-206 (1979).

37. M. Meybeck, L. Laroche, H. H. Dürr, J. P. M. Syvitski, Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. *Glob. Planet. Change* **39**, 65–93 (2003).
38. M. Constant, W. Ludwig, P. Kerhervé, J. Sola, B. Charrière, A. Sanchez-Vidal, M. Canals, S. Heussner, Microplastic fluxes in a large and a small Mediterranean river catchments: The Têt and the Rhône, Northwestern Mediterranean Sea. *Sci. Total Environ.* **716**, 136984 (2020).
39. F. Faure, C. Demars, O. Wieser, M. Kunz, L. F. de Alencastro, Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environ. Chem.* **12**, 582–591 (2015).
40. A. Lechner, H. Keckeis, F. Lamesberger-Loisl, B. Zens, R. Krusch, M. Tritthart, M. Glas, E. Schludermann, The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environ. Pollut.* **188**, 177-181 (2014).
41. L. Lebreton, B. Slat, F. Ferrari, B. Sainte-Rose, J. Aitken, R. Marthouse, S. Hajbane, S. Cunsolo, A. Schwarz, A. Levivier, K. Noble, P. Debeljak, H. Maral, R. Schoeneich-Argent, R. Brambini, J. Reisser, Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Report* **8**, 4666 (2018).
42. E. R. Zettler, T. J. Mincer, L. A. Amaral-Zettler, Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* **47**, 7137–46 (2013).
43. S. Deudero, C. Alomar, Mediterranean marine biodiversity under threat: reviewing influence of marine litter on species. *Mar. Pollut. Bull.* **98**, 58-68 (2018).
44. W. Courtene-Jones, B. Quinn, S. F. Gary, A. O. M. Mogg, Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environ. Pollut.* **231**, 271-280 (2017).
45. W. P. M. De Ruijter, A. Biastoch, S. S. Drijfhout, J. R. E. Lutjeharms, R. P. Matano, T. Pichevin, P. J. Leeuwen, W. Weijer, Indian–Atlantic interocean exchange: Dynamics, estimation and impact. *J. Geophys. Res.* **104**, 885–20,910 (1999).
46. C. Maes, N. Grima, B. Blanke, E. Martinez, T. Paviet-Salomon, T. Huck, A surface “superconvergence” pathway connecting the South Indian Ocean to the subtropical South Pacific gyre. *Geophys. Res. Lett.* **45**, 1915–1922 (2018).
47. C. J. Moore, G. L. Lattin, A. F. Zellers, Density of Plastic Particles found in zooplankton trawls from Coastal Waters of California to the North Pacific Central Gyre. Proceedings of the Plastic Debris Rivers to Sea Conference, Algalita Marine Research Foundation, Long Beach, CA USA (2005).
48. A. L. Andrady, *Plastics and the environment*. In: Anthony L. Andrady (Ed.), Publisher: John Wiley & Sons (2004).
49. C. J. Moore, G. L. Lattin, A. F. Zellers, Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *J. Integr. Coast. Zone Manag.* **11**, 65–73 (2011).
50. S. S. Sadri, R. C. Thompson, On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.* **81**, 55-60 (2014).
51. J. Gasperi, R. Dris, T. Bonin, V. Rocher, B. Tassin, Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environ. Pollut.* **195**, 163-166 (2014).
52. M. Constant, P. Kerhervé, M. Mino-Vercellio-Verollet, M. Dumontier, A. Sánchez-Vidal, M. Canals, S. Heussner, Beached microplastics in the northwestern Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* **142**, 263–273 (2019).
53. L. T. Yonkos, E. A. Friedel, A. C. Perez-Reyes, S. Ghosal, C. D. Arthur, Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environ. Sci. Technol.* **48**, 14195-14202 (2014).
54. M. van der Wal, M. van der Meulen, G. Tweehuijsen, M. Peterlin, A. Palatinus, M. K. Virsek, L. Coscia, A. Krzan, Identification and Assessment of Riverine Input of (Marine) Litter. Final Report for the European Commission DG Environment under Framework Contract No ENV.D.2/FRA/2012/0025 (2015).
55. M. O. Rodrigues, N. Abrantes, F. J. M. Goncalves, H. Nogueira, J. C. Marques, A. M. M. Goncalves, Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antua River, Portugal). *Sci. Total Environ.* **633**, 1549-1559 (2018).
56. L. Lahens, E. Strady, T. C. Kieu Le, R. Dris, B. Kada, E. Rinnert, J. Gasperi, B. Tassin, Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environ. Pollut.* **236**, 661-671 (2018).
57. T. Kataoka, Y. Nihei, K. Kudou, H. Hinata, Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environ. Pollut.* **244**, 958–965 (2018).
58. Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University. 2018. 30 arc-second resolution Gridded Population of the World for the year 2015, Version 4 (GPWv4): Population Density, Revision 11. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). [https://doi.org/10.7927/H49C6VHW_\(2018\)](https://doi.org/10.7927/H49C6VHW_(2018)).

59. W. Ludwig, P. Amiotte-Suchet, G. Munhoven, J. L. Probst, Atmospheric CO₂ consumption by continental erosion: Present-day controls and implications for the last glacial maximum. *Glob. Planet. Change* **16**, 95-108 (1998a).
60. W. Ludwig, J. L. Probst, River sediment discharge to the oceans: Present-day controls and global budgets. *American J. Sci.* **296**, 265-295 (1998b).
61. P. Döll, B. Lehner, Validation of a new global 30-min drainage direction map. *J. Hydrol.* **258**, 214–231 (2002).
62. R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, B. Tassin, Synthetic fibers in atmospheric fallout : A source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* **104**, 290-293 (2016).
63. L. Cai, J. Wang, J. Peng, Z. Tan, Z. Zhan, X. Tan, Q. Chen, Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: Preliminary research and first evidence. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **24**, 24928-24935 (2017).
64. M. Trainic, J. M. Flores, I. Pinkas, M. L. Pedrotti, F. Lombard, G. Bourdin, G. Gorsky, E. Boss, Y. Rudich, A. Vardi, I. Koren, Airborne microplastic particles detected in the remote marine atmosphere. *Commun. Earth Environ.* **1**, 64 (2020).
65. J. van Wijnen, A. M. Ragas, C. Kroeze, Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. *Sci Total Environ.* **673**, 392-401 (2019).
66. M. Kooi, J. Reisser, B. Slat, F. F. Ferrari, M. S. Schmid, S. Cunsolo, R. Brambini, K. Noble, L.-A. Sirks, T. E. W. Linders, R. I. Schoeneich-Argent, A. A. Koelmans, The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Sci. Rep.* **6**, 1-10 (2016).
67. D. Kushary, Bootstrap methods and their application. *Technometrics* **42**, 216-217 (2000).
68. A. K. Baldwin, S. R. Corsi, S. A. Mason, Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 10377–10385 (2016).
69. T. Mani, A. Hauk, U. Walter, P. Burkhardt-Holm, Micro-plastics profile along the Rhine River. *Sci. Rep.* **5**, 17988 (2016).
70. W. Wang, A. W. Ndungu, Z. Li, J. Wang, Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.* **575**, 1369–1374 (2017).
71. A. R. McCormick, T. J. Hoellein, S. A. Mason, J. Schlupe, J. J. Kelly, Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environ. Sci. Technol.* **48**, 11863–11871 (2014).
72. A. R. McCormick, T. J. Hoellein, M. G. London, J. Hittie, J. W. Scott, J. J. Kelly, Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere* **7**, e01556 (2016).
73. S. Rech, V. Macaya-Caquilpan, J. F. Pantoja, M. M. Rivadeneira, C. K. Campodonico, M. Thiel, Sampling of riverine litter with citizen scientists - findings and recommendations. *Environ. Monit. Assess.* **187**, (2015).
74. A. Vianello, F. Acri, F. B. Aubry, A. Boldrin, E. Camatti, L. Da Ros, T. Marceta, V. Moschino, Occurrence and distribution of floating microplastics in the North Adriatic Sea: preliminary results. Proceedings of the MICRO2015 Seminar on microplastics (Piran, 2015).
75. S. Estahbanati, N. L. Fahrenfeld, Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentration in surface water. *Chemosphere* **162**, 277-284 (2016).
76. A. R. A. Lima, M. F. Costa, M. Barletta, Distribution patterns of microplastics within the plankton of tropical estuary. *Environ. Res.* **132**, 146-155 (2014).
77. P. Hohenblum, B. Liebmann, M. Liedermann, Plastic and microplastic in the environment. Umweltbundesamt REP-0551, Vienna (2015).
78. J. C. Vermaire, C. Pomeroy, S. M. Herczegh, O. Haggart, M. Murphy, Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS* **2**, 301–314 (2017).
79. R. Z. Miller, A. J. R. Watts, B. O. Winslow, T. S. Galloway, A. P. W. Barrows, Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Mar. Pollut. Bull.* (2017).
80. S. H. Campbell, P. R. Williamson, B. D. Hall, Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *FACETS* **2**, 395–409 (2017).
81. L. K. Schmidt, M. Bochow, H. K. Imhof, S. E. Oswald, Multi-temporal surveys for microplastic particles enabled by a novel and fast application of SWIR imaging spectroscopy - Study of an urban watercourse traversing the city of Berlin, Germany. *Environ. Pollut.* **239**, 579-589 (2018).
82. L. Lin, L. Z. Zuo, J. P. Peng, L. Q. Cai, L. Fok, Y. Yan, H. X. Li, X. R. Xu, Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *Sci. Total Environ.* **644**, 375-381 (2018).
83. K. J. Kapp, E. Yeatman, Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers: A journey from the greater Yellowstone ecosystem to the Pacific Ocean. *Environ. Pollut.* **241**, 1082–1090 (2018).

84. R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, B. Tassin, Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: sampling methodological aspects and flux estimations. *Sci. Total Environ.* **618**, 157-164 (2018).
85. A. P. W. Barrows, K. S. Christiansen, E. T. Bode, T. J. Hoellein, A watershed- scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. *Water Res.* **147**, 382–392 (2018).
86. M. Yan, H. Nie, K. Xu, Y. He, Y. Hu, Y. Huang, J. Wang, Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere* **217**, 879-886 (2019).
87. L. Watkins, S. McGrattan, P. J. Sullivan, M. T. Walter, The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Sci. Total Environ.* **664**, 834-840 (2019).
88. X. Tan, X. Yu, L. Cai, J. Wang, J. Peng, Microplastic and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beiji River, China. *Chemosphere* **221**, 834–840 (2019).
89. L. Simon-Sánchez, M. Gerlaud, J. Garcia-Orellana, P. Ziveri, River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Sci. Total Environ.* **687**, 1186-1196 (2019).
90. A. D. Gray, H. Wertz, R. R. Leabs, J. E. Weinstein, Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. *Mar. Pollut. Bull.* **128**, 223-233 (2018).
91. Z. T. Anderson, A. B. Cundy, I. W. Croudace, P. E. Warwick, O. Celis-Hernandez, J. L. Stead, A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. *Scientific Reports* **8**, 9428 (2018).
92. W. Luo, L. Su, N. J. Craig, F. Du, C. Wu, H. Shi, Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environ. Pollut.* **246**, 174-182 (2018).
93. C. Jiang, L. Yin, Z. Li, X. Wen, X. Luo, S. Hu, H. Yang, Y. Long, B. Deng, L. Huang, Y. Liu, Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environ. Pollut.* **249**, 91-98 (2019).
94. L. Ding, R. fan Mao, X. Guo, X. Yang, Q. Zhang, C. Yang, Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. *Sci. Total Environ.* **667**, 427-434 (2019).
95. C. C. Deocaris, J. O. Allosada, L. T. Ardiente, L. G. G. Bitang, C. L. Dulohan, J. K. I. Lapuz, L. M. Padilla, V. P. Ramos, J. B. P. Padolina, Occurrence of microplastic fragments in the Pasig River. *H2O Open J.* **2**, 92-100 (2019).
96. F. C. Alam, E. Sembiring, B. S. Muntalif, V. Suendo, Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). *Chemosphere* **224**, 637-645 (2019).

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the anonymous peer reviewers for their suggestions and comments, which improved this manuscript. We are indebted to P. Döll who kindly supplied the WATERGAP river routing file in a 0.5-degree grid cell resolution and to S. Pinel for performing the calculations with the bootstrap statistical method. **Funding:** This work was supported by doctorate school ED305 of the University of Perpignan Via Domitia through attribution of PhD grants to L.W. and M.Co. M.Co. acknowledges support from *Generalitat de Catalunya* 2017 SGR 315 grant to GRC Marine Geosciences, *Red Española sobre BASuras MARinas* (BAMAR, ref. CGL2016-81854-REDT) and *Institut d'Estudis Catalans* (IEC) I-MarCat grant (ref. PR2015-S06-CANALS). **Author contributions:** L.W. collected and assembled the MP data in rivers from the literature, performed the statistics, implemented the river GIS, and extrapolated and analyzed the global MP fluxes. W.L. steered the study design, conducted the discussion and contributed to data analysis. W.L., L.W. and S.H. wrote the manuscript with significant contributions from M.Co., J-F.G. and C.E in their respective domains of expertise. M.Co. contributed to data mining from literature. M.Co., P.K. and M.Co. supplied individual data on riverine MPs from previous studies. All authors discussed the results and commented on the manuscript. **Competing interests:** The authors declare no competing interests. **Data and materials availability:** The data frames used for the analyses are provided as Table S1 and in the Supplementary Materials and Methods and also are freely available online at the links specified in the references. The code for statistical analyses is based

on the *OLS statsmodels* and *scikit-learn* Python libraries (online documentation hosted at statsmodels.org and scikit-learn.org).

SUPPLEMENTARY MATERIALS

5 Supplementary Materials and Methods

References (47-96)

Figs. S1-S3

Tables S1-S3



Supplementary Materials for

The missing ocean plastic sink: gone with the rivers

Lisa Weiss, Wolfgang Ludwig, Serge Heussner, Miquel Canals, Jean-François Ghiglione,
Claude Estournel, Mel Constant, Philippe Kerhervé

Correspondence to: lisa.weiss@univ-perp.fr

This PDF file includes:

Supplementary Materials and Methods

Supplementary References (47-96)

Figs. S1-S3

Tables S1-S3

SUPPLEMENTARY MATERIALS AND METHODS

1. Data collection on MPs in rivers

1.1. Data mining

Our dataset on microplastics (MPs) in rivers has been compiled based on an extensive bibliographic search and a careful analysis of the collected data (Table S1). All retrieved values have been thoroughly verified in the respective original source publications. The resulting database contains 127 average MP concentration values corresponding to 127 sampling stations from 42 published studies on 89 rivers and connected surface waters all over the world (Fig. 1). Most of them are located in Europe, North America and South-East Asia. Our study goes far beyond previously published compilations (7, 8) in terms of number of measurements ($n = 340$) and diversity of studied environments and protocols. Our 127 average values have been calculated from these 340 referenced measurements. Repeated seasonal measurements for a given river station have been averaged to one single data point. For conversion to instantaneous fluxes we have used, whenever possible, the reported literature values for water discharges and basin areas. In many case studies, however, the associated water discharge was not cited, and we have used instead the long-term estimate extracted from our drainage intensity data layer (see below). Research on plastic pollution in rivers is recent. The first papers on this topic were published in 2004 and 2005 (17, 47, 48). It took another decade to develop the first field protocols for quantifying MPs in rivers [Danube (40), Los Angeles rivers (49), Tamar (50), Seine (51)]. Up to now, there is no standardized protocol and our database encompasses a great diversity of sampling and analytical procedures. Mesh or pore sizes for recovering MPs in freshwater samples are highly variable (3 μm to 2 mm).

1.2. Data subsets

In order to test whether the diversity of the sampled environments and the applied sampling methods could influence the calculation of MP concentrations and global budgets, collected data have been categorized according to two binary classifications. On the one hand, river studies have been classified according to sampling locations (“river-like” column, Table S1). Sampling in rivers *sensu stricto* (flag = 1, $n = 101$) have been differentiated from other locations (flag = 0, $n = 26$), such as artificial canals, channelized streams, tidal estuaries or connected bays. On the other hand, data have been classified according to sampling techniques (“plankton net” column, Table S1). Here, we distinguished sampling based on trawling with plankton nets (flag = 1, $n = 96$), which is the most common technique used for MP sampling in freshwaters and open ocean environments (29, 30). The other methods (flag = 0, $n = 31$) comprise continuous pumping through filters, bulk sampling with bottles and successive filtration, and/or micro-layer sampling with sieves. These methods normally use much smaller mesh or pore sizes to retain MP particles compared to plankton nets (i.e. 80–1000 μm , with most of them corresponding to 300 or 333 μm , e.g. manta-trawl).

1.3. Conversion to mass concentrations

MP quantities in the literature are generally expressed as concentrations by numbers (i.e. number of items per unit volume), and mass concentrations are rarely provided. Only 8 of the 42 articles

in our data compilation provide measured mass concentrations. Thus, standard conversion factors had to be determined to calculate MP mass concentrations for the remaining 34 studies. To do so we have used the 8 studies that simultaneously measured both number and mass concentrations, separating the fraction of synthetic fibers from non-fiber MPs (such as fragments, beads, films, foams). Indeed, according to Constant et al. (38, 52), synthetic fibers account for more than 90% of the number concentrations, but only for 4 to 7% of the mass concentrations. Ideally, conversions should be performed specifically for the different size classes, shapes and polymer types, but the information that would be needed to do so is lacking.

Based on 129 samples for non-fiber MPs [from refs. (38, 39, 49, 53-57)], and 96 samples for fiber MPs [from refs. (38, 54-56)], we calculated an average particle mass per sample dividing the mass concentration by the number concentration. Then, we analyzed the distribution of average particle masses for the two shape categories, fiber and non-fiber MPs (Fig. S1A, B). Both histograms followed a normal distribution, although the fiber histogram was more irregular, which might be related to the smaller number of related studies. A probability density function was fitted to the data and showed that the maximum probabilities were approximately met at median particle masses of $Wf1 = 0.23 \text{ mg item}^{-1}$ for non-fiber MPs and $Wf2 = 0.75 \text{ } \mu\text{g item}^{-1}$ for fiber MPs. We therefore retained these values for number to mass conversions. The composite MP mass (Wf) was consequently determined according to the following equation:

$$Wf = (Wf1 * Cnf + Wf2 * Cf) / (Cnf + Cf)$$

with Cnf and Cf being the number concentrations (item m^{-3}) of non-fiber and fiber MPs, respectively. As expected, conversions with Wf fit much better observations (Fig. S2A-D) compared to the previously proposed factors of $Lf = 3.00 \text{ mg item}^{-1}$ (5) and $Sf = 0.96 \text{ mg item}^{-1}$ (6).

2. Regression analysis

2.1. Potential predictor factors

For extrapolating riverine MP fluxes to regional and global scales, we performed regression analyses to find the best predictors among a series of georeferenced and globally available gridded parameters such as MPW (5), Pop (58), sPop or/and sQ (59). Previous modeling studies correlated the observed river MP fluxes (in tons per year) with MPW (4, 7, 8) alone, or MPW together with drainage intensity sQ (7) in their respective drainage basins. For MPW we used the newer data set of Lebreton and Andrady (5), although for ease of comparison also the older data set of Jambeck et al. (4) was considered. This data set was originally used in the modeling studies cited above. For sQ we took the data set of Ludwig et al. (59) and further integrated data sets on population numbers in 2015 (Pop) (58) and riverine particulate matter fluxes in general (60). Their spatial variability at global scales is summarized in Table S2 according to the main ocean basins to which they are connected.

Quantification of MPW stocks on land is strongly linked to total population numbers, but also depends on socio-economic behavior of the populations. MPW is hence more variable than Pop (Fig. S3). In the study of Lebreton and Andrady (5), MPW was estimated at much finer spatial

scales than in the original study of Jambeck et al. (4), rendering this dataset more suitable for our purpose. Both data sets are nevertheless highly correlated and have in common that they predict relatively low MPW stocks in the drainage basins connected to the North Atlantic (Table S2). Waste management is considered sophisticated in North America and Europe, reducing waste leakage rates to the environment. The two studies differ, however, on their evaluations of MPW stocks in drainage basins of the North Pacific, which is proportionally a larger hot spot for Jambeck et al. (4) than for Lebreton and Andrady (5). It should also be noticed that the latter study predicts a global MPW stock that is only about two thirds of the predicted MPW stock in the former study.

We extracted the average values for each potential predictor factor upstream of river sampling stations for all basins. Regressions were calibrated with our dataset of observed MP fluxes. The resulting equations were applied to the predictor parameters of each river basin worldwide in order to obtain the corresponding MP fluxes. For these extrapolations of average river MP fluxes at regional and global scales we used a simplified river routing scheme (61) allowing both identifying the main world river basins in a 0.5x0.5 degree grid cell resolution (30 arc minutes), and conservatively tracking riverine matter fluxes from headwaters down to the receiving ocean basins. This approach has the advantage that many global environmental data sets exist at this resolution, which consequently eases combinations for extrapolation purposes, at the cost of spatial resolution. For characterization of the 127 studied catchments, a second drainage basin data layer was created for the drainage basins and sub-basins holding stations that had been sampled for MPs (Fig. 1). Both were delineated by including all basin grids upstream of sampling points.

2.2. Multi-parametric regressions

A single controlling parameter may not be sufficient to explain the observed variability of MP fluxes in rivers, and multi-regression models can help identifying additional controlling factors. We therefore tested this type of regression based on specific, *i.e.* normalized by basin area, values for MP fluxes (*sMP*) and drainage basin characteristics (*sMPW*, *sPop*, *sQ*). Regression analyses with absolute values are strongly dominated by observations in the largest river basins, which can consequently be a source of statistical bias. When restricting the data to our plankton net data subsets, we find that the following model best fits our observations:

$$sMP = b * sPop^{a1} * sQ^{a2}$$

The regression coefficients *a1*, *a2* and *b* are listed in Table S3. Correlation is rather weak for both data subsets ($r^2 = 0.35$ and $r^2 = 0.38$) but is significant for all parameters. Applying this model and converting the values into absolute MP fluxes increases the correlations in Table 1 to $r^2 = 0.80$. In addition, in our specific multi-regression models, *sPop* is a more powerful predictor for *sMP* than *sMPW*.

3. Constraints and uncertainty assessment

3.1 Residence time

Our approach of estimating plastic residence time in the surface ocean only considers the MP size fraction of plastic debris. Both MP sampling in the oceans and MP sampling in freshwaters rely

on common techniques (plankton net trawling) and sufficiently large data sets could be assembled to produce reliable quantitative estimates at the global scale. The surface ocean stocks were determined from hundreds to thousands of MP plankton net samples (11-13) and extrapolated together with oceanic circulation models to distinguish between accumulation (i.e. gyres) and non-accumulation zones. Also, most plastic flux estimates in rivers rely on measurements of MP concentrations. They are clearly more frequent than measurements of macroplastic (>5 mm) concentrations (7, 8) and often serve as extrapolation basis for the calculation of total plastic fluxes assuming constant MPs to macroplastics ratios (6, 7). Often macroplastic fluxes in rivers were not determined independently.

However, accumulation of plastic at the ocean surfaces also involves larger plastics and other sources than rivers. This introduces uncertainty into our results, which has to be addressed.

3.1.1 Size limits

Variable or unclear definition of the size limits between MPs, macroplastics and total plastics both in the surface ocean stocks and in the river fluxes is definitively a source of uncertainty. On the one hand, plankton net sampling of MPs in the oceans not always excluded plastic debris larger than 5 mm (as in rivers), but used instead an upper size limit of 100 mm (12) or 200 mm (13). Only one study (13) quantified this effect in terms of mass stocks and concluded that plastic debris in the 5-200 mm range contributed with about 43% to the total (<200 mm) stock collected by plankton net sampling. Macroplastics >200 mm such as plastic bottles are not included in the surface stock estimates in our study because they were determined by field observation surveys and not by plankton net sampling (13).

On the other hand, previous mass flux estimates from rivers were often only reported in the form of total plastics without further discrimination between MPs and macroplastics (e.g. 6, 7). Based on compilations of field studies that reported independently riverine MP and macroplastic mass concentrations for individual rivers, it can be roughly estimated that MPs represent on average about half of the total plastic mass concentrations (41% according to (7) with n=6 and 48% according to (8) with n=33) in rivers. Since a few larger particles can contribute a large fraction of the total plastic mass concentration (8), estimating this contribution is nevertheless problematic. Assuming that up to half of the MP mass stock at the ocean surface could be composed by particles in the 5–200 mm sizerange, it may therefore be concluded that size effects might represent an error factor of ≤ 2 in the calculation of average residence times based on MP river loads and surface ocean stocks, and of ≤ 4 based on total river loads (which may contain, although associated with large uncertainty, as much macroplastics as MPs). This is clearly less than the almost three OM difference we find between previous mass estimates of riverine MP fluxes and ours.

The smallest MPs at the lower micrometer scale and nanoplastics also contribute to oceanic stocks and river fluxes. Recent studies (18, 22) highlighted that these particles could represent a significant or even dominant part in the oceanic plastic stocks (mainly below surface). Our data confirm their abundance in rivers, at least in terms of number concentrations. However, this should have no impact on our calculations of residence times as we only refer to MP debris collected by plankton net sampling, which do not retain such small particles.

3.1.2 Other terrestrial MP sources

Beyond rivers, other pathways involved in the land-to-sea transfer of plastics are atmospheric transport and deposition, direct wastewater inputs from coastal cities, settlements and the areas nearby, and direct dumping from the shoreline. Unfortunately, all these sources are poorly quantified at global scale. Would they be quantitatively much greater than MP discharge from rivers, the residence time of MPs at the ocean surface would indeed decrease much further. But OM calculations indicate that these sources are clearly less important than rivers. Besides the smallest MPs and nanoplastics, atmospheric MP deposits on land correspond almost exclusively to fibers (38, 62, 63). Consequently, fibers should also be the dominant MP form from atmospheric deposition at sea. It could be eventually assumed that atmospheric fiber deposits on land are integrally transferred to the sea by rivers via surface runoff. However, this would lead to an overestimation as fibers can also originate from other sources such as wastewaters. The average mass percentage of fibers in our “Plankton net – River” subset of data in Table 1 is 1.1% (n=68 when omitting the case studies in which fibers were not measured), which corresponds to a global mass flux of 0.08 kt yr⁻¹ of MPs. Assuming an equal deposition rate over the entire ocean, i.e. over an area about 3 times larger than the land area draining into the sea, atmospheric fiber deposits at sea should therefore be <0.25 kt yr⁻¹. Again, smallest fibers and MPs may not be retained in plankton nets and actual atmospheric deposition rates could be greater. But as we compare plankton net sampling in rivers with plankton net sampling at the sea surface, this should have no impact on the average residence times we calculate. Very recently, a study detected airborne MP particles in the marine atmosphere over the Atlantic, which were all clearly smaller than 300 μm in size (64).

To our best knowledge, only one global modeling study (65), although poorly constrained by observations, quantified MP discharges to the sea by wastewaters. The authors estimated them to be 9.4 kt yr⁻¹, i.e. in the same range we found for riverine MPs in general. In their study, all wastewater inputs are supposed to enter the oceans via rivers, hence being included in our estimate. However, in coastal areas, wastewaters may be directly discharged into the sea via submarine outfall systems, specially off large cities. According to our GIS, 18.9% of the world population lives in coastal areas within <50 km distance to the sea and could potentially be connected to such systems. Assuming approximately that wastewaters from up to one quarter of this population may be drained through submarine outfall systems would consequently produce an additional flux estimate of 0.44 kt yr⁻¹. This is clearly lower than riverine MP loads as a whole.

3.1.3 Fragmentation

Fragmentation of larger plastic debris can also contribute to the floating MP stock at sea. Because of the difficulties in studying this process under field conditions, there is no estimate quantifying its significance at the global scale. However, comparison of the average MP particle masses both in rivers and at the ocean surface is indicative in this respect. If fragmentation happens rapidly, and rivers remain a dominant source, ocean MPs would be expected to be smaller on average than riverine MPs. If the opposite, small MPs of riverine origin could be preferentially withdrawn from the ocean surfaces as they would have lower buoyancies (33, 66) compared to large MPs. In that case, it would be the larger MPs that accumulate at the ocean surface.

The study of Cózar et al. (12) is of interest in this context because it allows estimating the representative standard mass of MP debris at the ocean surface from regression analysis. Based on the relationship between mass and number densities the authors published in their supplementary

data section, together with the average MP density derived from their mid-estimate MP stock (44.5 g km^{-2}), we calculated that this mass is about $0.97 \text{ mg item}^{-1}$. Regionally, it ranges from approximately 0.3 mg item^{-1} in low-density ($\sim 10^2 \text{ items km}^{-2}$) areas to 3.0 mg item^{-1} in high-density ($\sim 10^7 \text{ items km}^{-2}$) areas. Due to the log-log nature of the cited relationship, which implies normal data distribution, the standard MP mass in the ocean can be directly compared to our MP mass estimate. This consequently represents about 4 times the median mass of $0.23 \text{ mg item}^{-1}$ we retained for riverine non-fiber MPs (for this purpose fibers can be neglected since they were often not accounted for in marine samples). The studies of Eriksen et al. (13) and van Sebille et al. (11) solely reported average number and mass budgets according to which the average MP weight in the oceans is $4.6\text{--}7.3 \text{ mg item}^{-1}$, i.e. 10–15 times our average value for non-fiber MPs in rivers ($0.48 \text{ mg item}^{-1}$, see Fig. S1A). In all cases, oceanic MPs are hence heavier on average than riverine MPs, which does not support the idea that plastic debris undergo rapid fragmentation into floating MPs when they arrive to the marine domain.

3.1.4 Surface ocean stocks

It is finally also important to mention that estimates for the average residence time of MPs at the ocean surface not only depend on annual river loads but also on the quality of estimates of the floating MP stock in the ocean. For quantification of the latter, we refer to the study of Cózar et al. (12) as a conservative low-end estimate. Larger stocks would consequently increase the calculated average residence time. Although Cózar et al. (12) did not cut off plastic debris $>5\text{mm}$ in their data compilation (they used an upper size limit of 100 mm, see above), the mid-estimate plastic stock they propose only corresponds to 41% of the estimated stock of Eriksen et al. (13) for plastic debris below this size. The former study assembled a larger number of field observations than the latter and covered many low-density areas in the oceans. At the high-end of estimates, the oceanic MP stock can reach more than 10 times Cózar's et al. (12) stock and differ significantly in terms of spatial distributions according to a series of modeling studies that are summarized in van Sebille et al. (11). However, whereas these studies still increased the number of observations for calibration, all models involved accounted for dynamic MP interactions at the land-to-sea interface (i.e. prediction of the land-derived inputs and/or outputs via beaching along the coastlines), thus making them less suitable for independent comparisons with observations, as the load estimates they produce directly depend on the algorithms controlling the land-to-sea interactions.

3.2 Regression uncertainties

The multi-parametric regression models we determined using the specific prediction parameters sPop and sQ only yield moderate coefficients of determination for the prediction of specific MP fluxes (Supplementary Materials and Methods 2.2). Based on the standard error of both regressions (total fluxes \pm standard error), the corresponding error intervals for the fluxes reported in our Table 1 stretch from 1.3 to 30.1 kt yr^{-1} ($n=96$) and from 1.3 to 31.7 kt yr^{-1} ($n=84$). Weak coefficients of determination and large error intervals are not surprising given the constraints under which the MP flux estimates had to be established. These constraints include standard per item mass conversions instead of size specific mass conversions, missing information on hydrological conditions and seasonal variations, and restriction of plankton net sampling to low discharge conditions. The global fluxes we calculated should consequently be considered as OM estimates. To quantify the confidence we can associate to these estimates, we further submitted our regressions to a bootstrap

method (67) as it was done in Schmidt's et al. models (8). This method includes random data sampling from our data sets, the computation of associated models and MP fluxes (5,000 runs), and the determination of the 95% confidence intervals according to the improved percentiles (Bca) method. These intervals were calculated to 3.6–13.9 kt yr⁻¹ (n=96) and to 3.4–12.6 kt yr⁻¹ (n=84) and in both cases they encompass our global fluxes reported in Table 1.

SUPPLEMENTARY REFERENCES

47. C. J. Moore, G. L. Lattin, A. F. Zellers, Density of Plastic Particles found in zooplankton trawls from Coastal Waters of California to the North Pacific Central Gyre. Proceedings of the Plastic Debris Rivers to Sea Conference, Algalita Marine Research Foundation, Long Beach, CA USA (2005).
48. A. L. Andrady, Plastics and the environment. In: Anthony L. Andrady (Ed.), Publisher: John Wiley & Sons (2004).
49. C. J. Moore, G. L. Lattin, A. F. Zellers, Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *J. Integr. Coast. Zone Manag.* 11, 65–73 (2011).
50. S. S. Sadri, R. C. Thompson, On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 55-60 (2014).
51. J. Gasperi, R. Dris, T. Bonin, V. Rocher, B. Tassin, Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environ. Pollut.* 195, 163-166 (2014).
52. M. Constant, P. Kerhervé, M. Mino-Vercellio-Verollet, M. Dumontier, A. Sánchez-Vidal, M. Canals, S. Heussner, Beached microplastics in the northwestern Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 263–273 (2019).
53. L. T. Yonkos, E. A. Friedel, A. C. Perez-Reyes, S. Ghosal, C. D. Arthur, Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environ. Sci. Technol.* 48, 14195-14202 (2014).
54. M. van der Wal, M. van der Meulen, G. Tweehuijsen, M. Peterlin, A. Palatinus, M. K. Virsek, L. Coscia, A. Krzan, Identification and Assessment of Riverine Input of (Marine) Litter. Final Report for the European Commission DG Environment under Framework Contract No ENV.D.2/FRA/2012/0025 (2015).
55. M. O. Rodrigues, N. Abrantes, F. J. M. Goncalves, H. Nogueira, J. C. Marques, A. M. M. Goncalves, Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antua River, Portugal). *Sci. Total Environ.* 633, 1549-1559 (2018).
56. L. Lahens, E. Strady, T. C. Kieu Le, R. Dris, B. Kada, E. Rinnert, J. Gasperi, B. Tassin, Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environ. Pollut.* 236, 661-671 (2018).
57. T. Kataoka, Y. Nihei, K. Kudou, H. Hinata, Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environ. Pollut.* 244, 958–965 (2018).
58. Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University. 2018. 30 arc-second resolution Gridded Population of the World for the year 2015, Version 4 (GPWv4): Population Density, Revision 11. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). <https://doi.org/10.7927/H49C6VHW> (2018).
59. W. Ludwig, P. Amiotte-Suchet, G. Munhoven, J. L. Probst, Atmospheric CO₂ consumption by continental erosion: Present-day controls and implications for the last glacial maximum. *Glob. Planet. Change* 16, 95-108 (1998a).
60. W. Ludwig, J. L. Probst, River sediment discharge to the oceans: Present-day controls and global budgets. *American J. Sci.* 296, 265-295 (1998b).
61. P. Döll, B. Lehner, Validation of a new global 30-min drainage direction map. *J. Hydrol.* 258, 214–231 (2002).
62. R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, B. Tassin, Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104, 290-293 (2016).
63. L. Cai, J. Wang, J. Peng, Z. Tan, Z. Zhan, X. Tan, Q. Chen, Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: Preliminary research and first evidence. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 24928-24935 (2017).
64. M. Trainic, J. M. Flores, I. Pinkas, M. L. Pedrotti, F. Lombard, G. Bourdin, G. Gorsky, E. Boss, Y. Rudich, A. Vardi, I. Koren, Airborne microplastic particles detected in the remote marine atmosphere. *Commun. Earth Environ.* 1, 64 (2020).

65. J. van Wijnen, A. M. Ragas, C. Kroeze, Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. *Sci Total Environ.* 673, 392-401 (2019).
66. M. Kooi, J. Reisser, B. Slat, F. F. Ferrari, M. S. Schmid, S. Cunsolo, R. Brambini, K. Noble, L.-A. Sirks, T. E. W. Linders, R. I. Schoeneich-Argent, A. A. Koelmans, The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Sci. Rep.* 6, 1-10 (2016).
67. D. Kushary, Bootstrap methods and their application. *Technometrics* 42, 216-217 (2000).
68. A. K. Baldwin, S. R. Corsi, S. A. Mason, Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology. *Environ. Sci. Technol.* 50, 10377–10385 (2016).
69. T. Mani, A. Hauk, U. Walter, P. Burkhardt-Holm, Micro-plastics profile along the Rhine River. *Sci. Rep.* 5, 17988 (2016).
70. W. Wang, A. W. Ndungu, Z. Li, J. Wang, Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.* 575, 1369–1374 (2017).
71. A. R. McCormick, T. J. Hoellein, S. A. Mason, J. Schlupe, J. J. Kelly, Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environ. Sci. Technol.* 48, 11863–11871 (2014).
72. A. R. McCormick, T. J. Hoellein, M. G. London, J. Hittie, J. W. Scott, J. J. Kelly, Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere* 7, e01556 (2016).
73. S. Rech, V. Macaya-Caquilpan, J. F. Pantoja, M. M. Rivadeneira, C. K. Campodonico, M. Thiel, Sampling of riverine litter with citizen scientists - findings and recommendations. *Environ. Monit. Assess.* 187, (2015).
74. A. Vianello, F. Acri, F. B. Aubry, A. Boldrin, E. Camatti, L. Da Ros, T. Marceta, V. Moschino, Occurrence and distribution of floating microplastics in the North Adriatic Sea: preliminary results. *Proceedings of the MICRO2015 Seminar on microplastics* (Piran, 2015).
75. S. Estahbanati, N. L. Fahrenfeld, Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentration in surface water. *Chemosphere* 162, 277-284 (2016).
76. A. R. A. Lima, M. F. Costa, M. Barletta, Distribution patterns of microplastics within the plankton of tropical estuary. *Environ. Res.* 132, 146-155 (2014).
77. P. Hohenblum, B. Liebmann, M. Liedermann, Plastic and microplastic in the environment. *Umweltbundesamt REP-0551*, Vienna (2015).
78. J. C. Vermaire, C. Pomeroy, S. M. Herczegh, O. Haggart, M. Murphy, Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS* 2, 301–314 (2017).
79. R. Z. Miller, A. J. R. Watts, B. O. Winslow, T. S. Galloway, A. P. W. Barrows, Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Mar. Pollut. Bull.* (2017).
80. S. H. Campbell, P. R. Williamson, B. D. Hall, Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *FACETS* 2, 395–409 (2017).
81. L. K. Schmidt, M. Bochow, H. K. Imhof, S. E. Oswald, Multi-temporal surveys for microplastic particles enabled by a novel and fast application of SWIR imaging spectroscopy - Study of an urban watercourse traversing the city of Berlin, Germany. *Environ. Pollut.* 239, 579-589 (2018).
82. L. Lin, L. Z. Zuo, J. P. Peng, L. Q. Cai, L. Fok, Y. Yan, H. X. Li, X. R. Xu, Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *Sci. Total Environ.* 644, 375-381 (2018).
83. K. J. Kapp, E. Yeatman, Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers: A journey from the greater Yellowstone ecosystem to the Pacific Ocean. *Environ. Pollut.* 241, 1082–1090 (2018).
84. R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, B. Tassin, Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: sampling methodological aspects and flux estimations. *Sci. Total Environ.* 618, 157-164 (2018).
85. A. P. W. Barrows, K. S. Christiansen, E. T. Bode, T. J. Hoellein, A watershed- scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. *Water Res.* 147, 382–392 (2018).
86. M. Yan, H. Nie, K. Xu, Y. He, Y. Hu, Y. Huang, J. Wang, Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere* 217, 879-886 (2019).
87. L. Watkins, S. McGrattan, P. J. Sullivan, M. T. Walter, The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Sci. Total Environ.* 664, 834-840 (2019).
88. X. Tan, X. Yu, L. Cai, J. Wang, J. Peng, Microplastic and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China. *Chemosphere* 221, 834–840 (2019).
89. L. Simon-Sánchez, M. Gerlaud, J. Garcia-Orellana, P. Ziveri, River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Sci. Total Environ.* 687, 1186-1196 (2019).
90. A. D. Gray, H. Wertz, R. R. Leabs, J. E. Weinstein, Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 223-233 (2018).

91. Z. T. Anderson, A. B. Cundy, I. W. Croudace, P. E. Warwick, O. Celis-Hernandez, J. L. Stead, A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. *Scientific Reports* 8, 9428 (2018).
92. W. Luo, L. Su, N. J. Craig, F. Du, C. Wu, H. Shi, Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environ. Pollut.* 246, 174-182 (2018).
93. C. Jiang, L. Yin, Z. Li, X. Wen, X. Luo, S. Hu, H. Yang, Y. Long, B. Deng, L. Huang, Y. Liu, Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environ. Pollut.* 249, 91-98 (2019).
94. L. Ding, R. fan Mao, X. Guo, X. Yang, Q. Zhang, C. Yang, Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. *Sci. Total Environ.* 667, 427-434 (2019).
95. C. C. Deocarís, J. O. Allosada, L. T. Ardiente, L. G. G. Bitang, C. L. Dulohan, J. K. I. Lapuz, L. M. Padilla, V. P. Ramos, J. B. P. Padolina, Occurrence of microplastic fragments in the Pasig River. *H2O Open J.* 2, 92-100 (2019).
96. F. C. Alam, E. Sembiring, B. S. Muntalif, V. Suendo, Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). *Chemosphere* 224, 637-645 (2019).

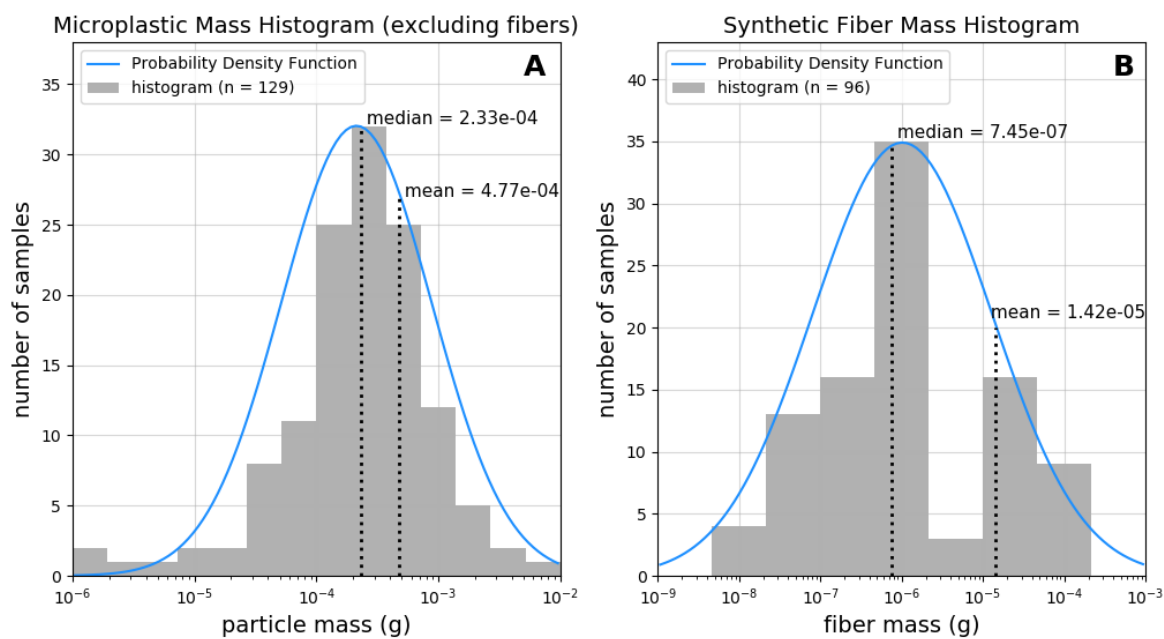


Fig. S1. Mass histograms and probability density functions. (A) For non-fiber MPs and (B) for fiber MPs. Both were calculated from literature studies in Table S1 in which both mass and number concentrations have been determined (see Supplementary Materials and Methods 1.3).

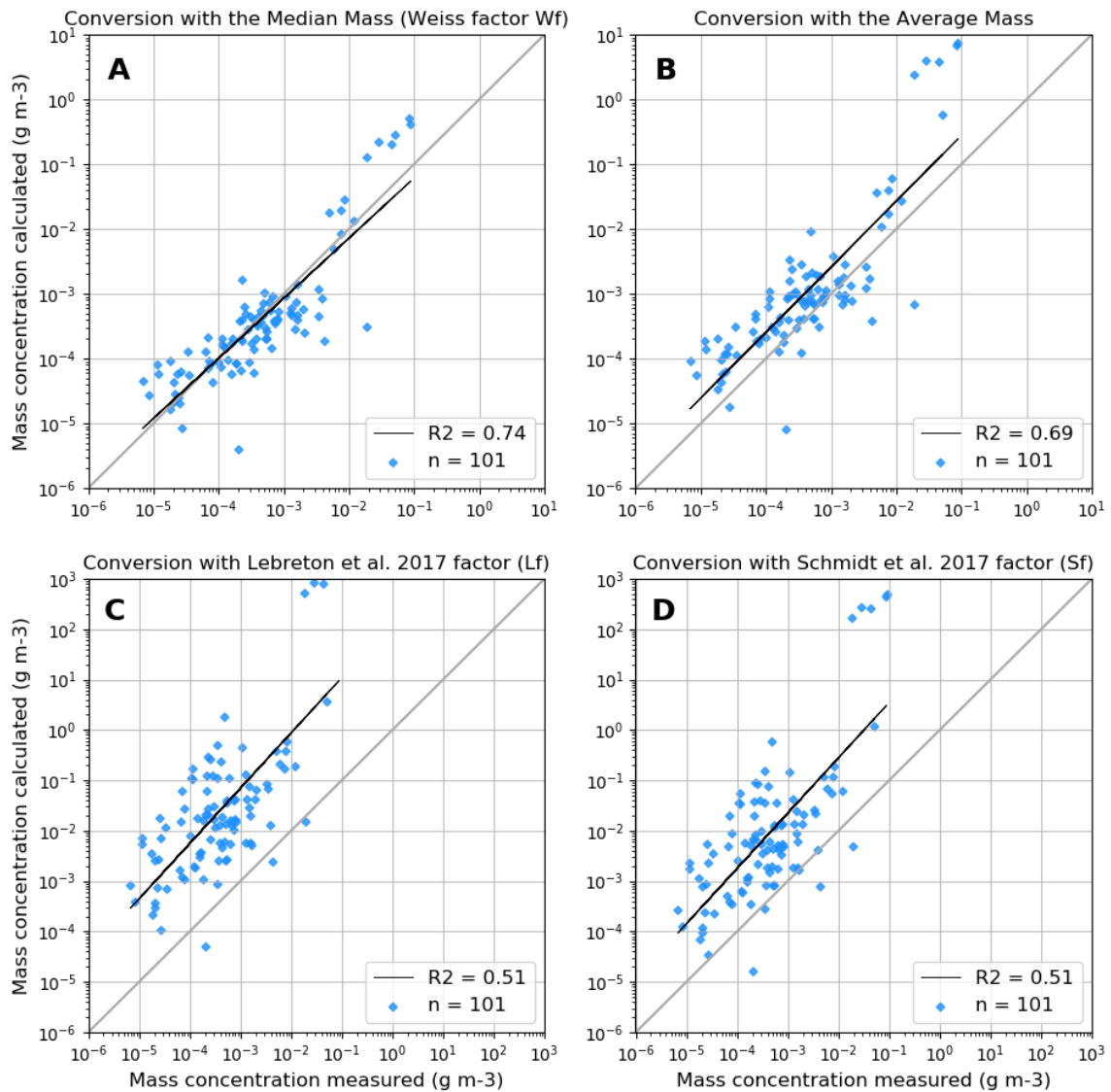


Fig. S2. Comparison between measured and calculated MP mass concentrations. Determined from (A) the combination of median masses of fiber and non-fiber MPs (Wf) in Fig. S1, (B) the combination of average masses of fiber and non-fiber MPs in Fig. S1, (C) the average MP mass proposed by Lebreton et al. (7) (Lf), and (D) the average MP mass proposed by Schmidt et al. (8) (Sf).

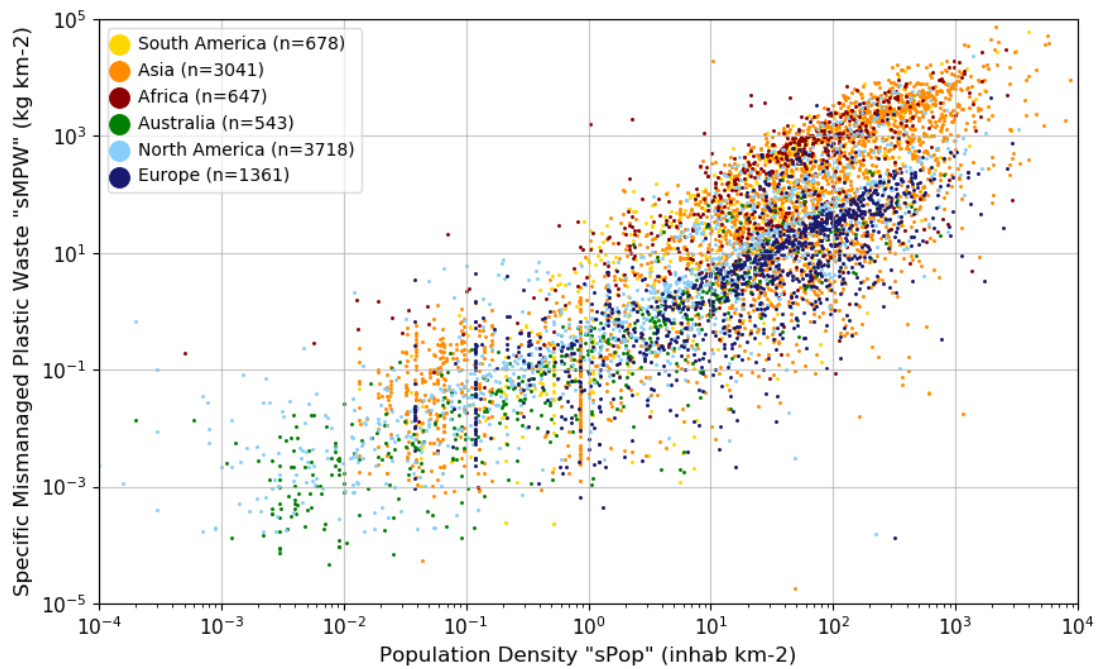


Fig. S3. Comparison between specific Mismanaged Plastic Waste (MPW) generation (5) and 2015 population densities (58) for each exorheic basin in our global GIS (0.5 x 0.5 degree grid cell resolution). sMPW is about two orders of magnitude (OM) more variable than sPop, which can explain why MPW-based extrapolations generally lead to much greater budgets than extrapolations with the Population. Specific MPW generation rates are generally higher in African, South American and Asian countries than in European and North American countries.

Table S1. Compiled literature studies providing MP concentrations in rivers. For data categorization as “plankton net sampling” and “river-like” see Supplementary Materials and Methods section 1.2 and for details on the calculation of MP mass concentrations see section 1.3.

ID	Reference	Sampling method and mesh size	River / Sampling point	Mean particle concentration (item m ⁻³)	Mean fiber concentration (item m ⁻³)	Mass concentration measured (g m ⁻³)	Mass concentration calculated (g m ⁻³)	River like	Plankton net
1			St. Louis River at Scanlon	7.48E-01	6.88E-01		1.45E-05	1	1
2			Nemadji River near South Superior	1.84E+00	1.76E+00		2.00E-05	1	1
3			Manitowoc River at Manitowoc	7.05E-01	6.20E-01		2.03E-05	1	1
4			Sheboygan River at Sheboygan	9.88E-01	8.93E-01		2.28E-05	1	1
5			Milwaukee River at Milwaukee	6.77E+00	1.06E+00		1.33E-03	1	1
6			Indiana Harbor Canal at E. Chicago	7.04E+00	1.23E+00		1.36E-03	0	1
7			Burns Ditch at Portage	3.10E-01	5.33E-02		5.99E-05	0	1
8			St. Joseph River at Niles	3.51E+00	4.40E-01		7.17E-04	1	1
9			Paw Paw River at Riverside	5.44E+00	5.25E+00		4.82E-05	1	1
10			Kalamazoo River at New Richmond	1.89E+00	1.57E+00		7.47E-05	1	1
11			Grand River near East Manville	3.58E+00	3.14E+00		1.04E-04	1	1
12			Saginaw River at Saginaw	4.76E+00	4.23E+00		1.27E-04	1	1
13			Clinton River at Moravian Dr.	1.22E+01	4.57E+00		1.79E-03	1	1
14			River Rouge at Detroit	9.81E+00	6.32E+00		8.19E-04	1	1
15	Baldwin et al (68)	Drifnet 0.333 µm	Huron River at Ann Arbor	8.83E+00	3.06E+00		1.35E-03	1	1
16			River Raisin near Monroe	1.38E+00	1.18E+00		4.64E-05	1	1
17			Maumee River at Waterville	2.43E+00	2.26E+00		3.96E-05	1	1
18			Portage River near Woodville	1.65E+00	1.53E+00		2.91E-05	1	1
19			Sandusky River near Fremont	3.02E+00	2.34E+00		1.60E-04	1	1
20			Huron River at Milan	1.07E+00	9.33E-01		3.22E-05	1	1
21			Black River at Elyria	1.19E+00	8.10E-01		9.00E-05	1	1
22			Rocky River near Berea	2.86E+00	2.29E+00		1.35E-04	1	1
23			Cuyahoga River at Independence	3.55E+00	2.97E+00		1.38E-04	1	1
24			Grand River near Painesville	1.71E+00	1.18E+00		1.25E-04	1	1
25			Ashtabula River at Ashtabula	1.28E+01	1.17E+01		2.69E-04	1	1
26			Buffalo River at Michigan Ave	1.18E+01	4.12E+00		1.80E-03	1	1
27			Tonawanda Creek at Rapids	3.43E+00	3.17E+00		6.36E-05	1	1
28			Genesee River at Ford St	4.15E+00	3.34E+00		1.93E-04	1	1
29			Fox River at Oil Tank Depot	3.82E+00	2.22E+00		3.75E-04	1	1
30	Lechner et al (40)	Stationary conical driftnets 0.5 µm	Danube (Vienna – Bratislava)	4.13E-01	0.00E+00	2.20E-03	9.63E-05	1	1
31			Seine M1	2.80E-01	1.19E-01		3.77E-05	1	1
32	Dris et al (31)	Manta trawl 0.330 µm	Seine M2	2.91E-01	1.24E-01		3.91E-05	1	1
33			Seine M3	4.72E-01	2.01E-01		6.34E-05	1	1
34			Rhône upstream	2.30E+00	2.30E-01	2.60E-04	4.83E-04	1	1
35			Aubonne	1.00E-01	1.00E-02	2.00E-05	2.10E-05	1	1
36			Venoge	3.53E+01	3.53E+00	6.80E-03	7.41E-03	1	1
37	Faure et al (39)	Manta trawl 300 µm	Vuachère	4.40E+00	4.40E-01	6.70E-04	9.24E-04	1	1
38			Rhône Geneva	1.30E-01	1.30E-02	8.40E-06	2.73E-05	1	1
39			Rhône Chancy	2.90E-01	2.90E-02	3.50E-04	6.09E-05	1	1
40			Rhine Basel	1.32E+00	3.31E-02		3.01E-04	1	1
41			Rhine Strsb/Kehl	1.51E+00	3.76E-02		3.42E-04	1	1
42			Rhine Seltz	7.98E-01	1.99E-02		1.82E-04	1	1
43			Rhine Mainz	8.38E-01	2.10E-02		1.91E-04	1	1
44			Rhine Bad Honnef	3.27E+00	8.18E-02		7.45E-04	1	1
45	Mani et al (69)	Manta net 300 µm	Rhine Cologne Porz	3.77E+00	9.43E-02		8.58E-04	1	1
46			Rhine Leverkusen	4.81E+00	1.20E-01		1.09E-03	1	1
47			Rhine Duisburg	1.38E+01	3.45E-01		3.14E-03	1	1
48			Rhine Rees	1.71E+01	4.28E-01		3.89E-03	1	1
49			Rhine Zuilichem	5.71E+00	1.43E-01		1.30E-03	1	1
50			Rhine Rotterdam	1.60E+00	3.99E-02		3.63E-04	0	1
51	Wang et al (70)	Teflon pump 0-20 cm depth + 50 µm stainless steel sieve	Yangtze river (11 sites)	2.52E+03	1.85E+03		1.58E-01	1	0
52			Hanjiang river (5 sites)	2.93E+03	2.18E+03		1.78E-01	1	0
53	McCormick (71)		North Shore Channel	9.94E+00	5.89E+00		9.48E-04	0	1
54			Higgen's Cr. Upstream WWTP	5.90E+00	1.07E+00		1.13E-03	1	1
55			Springbrook Creek	3.28E+00	1.16E+00		4.97E-04	1	1
56			L Kickapoo Creek	1.02E+00	6.45E-01		8.80E-05	1	1
57			N. Shore Channel	4.98E+00	2.34E+00		6.19E-04	0	1
58	McCormick et al (72)	Neuston net 333 µm	Goose Creek	3.45E+00	1.58E+00		4.39E-04	1	1
59			DuPage River	8.10E+00	3.96E+00		9.70E-04	1	1
60			W Br DuPage River	1.95E+00	9.10E-01		2.42E-04	1	1
61			Salt Creek	2.11E+00	1.13E+00		2.28E-04	1	1
62			E Br DuPage River	6.00E+00	3.59E+00		5.65E-04	1	1
63			Elqui	1.16E-01	0.00E+00		2.72E-05	1	1
64	Rech et al (73)	Neuston net 1 mm	Maipo	1.15E+00	0.00E+00		2.69E-04	1	1
65			Maule mouth	7.40E-01	0.00E+00		1.73E-04	1	1
66			BioBio mouth	4.83E-02	0.00E+00		1.13E-05	1	1

Table S1 (continued). Compiled literature studies providing MP concentrations in rivers. For data categorization as “plankton net sampling” and “river-like” see Supplementary Materials and Methods section 1.2 and for details on the calculation of mass concentrations see section 1.3.

ID	Reference	Sampling method and mesh size	River / Sampling point	Mean particle concentration (item m ⁻³)	Mean fiber concentration (item m ⁻³)	Mass concentration measured (g m ⁻³)	Mass concentration calculated (g m ⁻³)	River like Plankton net
67	Moore et al (49)	Manta trawl, Streambed, Handnets 333 to 800 µm	Coyote Creek (channelized part)	1.24E+01	-		2.89E-03	0 0
68			San Gabriel river (channelized part)	4.59E+01	-		1.07E-02	0 0
69			Los Angeles river (channelized part)	1.44E+03	-		3.37E-01	0 0
70	Van der Wal et al (54)	Manta net 330 µm	Rhine 1	4.92E+00	4.92E-02		1.14E-03	1 1
71			Rhine 2	1.85E+00	2.78E-01		3.67E-04	1 1
72			Po	1.46E+01	2.19E+00		2.90E-03	1 1
73			Danube	1.06E+01	7.42E+00		7.48E-04	1 1
74			Dalalven	4.54E+00	4.54E-02		1.05E-03	1 1
75	Vianello et al (74)	Manta trawl 330 µm	Po mouth (seaward side)	6.60E+00	0.00E+00		1.54E-03	0 1
76	Zhao et al (34)	Teflon pump 1m depth sieve 32µm	Yangtze estuary	4.14E+03	3.27E+03		2.04E-01	0 0
77	Yonkos et al (53)	Manta net 330 µm	Patasco tidal river (bay)	1.04E+00	0.00E+00	6.79E-04	2.42E-04	0 1
78			Magothy tidal river (bay)	7.51E-01	0.00E+00	4.94E-04	1.75E-04	0 1
79			Rhode tidal river (bay)	4.50E-01	0.00E+00	1.20E-04	1.05E-04	0 1
80			Corsica tidal river (bay)	2.72E-01	0.00E+00	6.25E-05	6.35E-05	0 1
81			Sao Joao da Madeira (Antua river)	6.96E+02	4.30E+01	2.84E-02	1.52E-01	1 0
82	Rodrigues et al (55)	Pump (1.2 m3) + Net 55 µm	Aguincheira (Antua river)	1.60E+02	5.70E+01	8.00E-03	2.41E-02	1 0
83			Estarreja (Antua river)	6.40E+01	3.55E+01	6.65E-03	6.68E-03	1 0
84	Estahbanati et al (75)	Net 153 µm	Raritan River	4.79E+01	-		9.96E-03	1 1
85	Lima et al (76)	Plankton net 300 µm	Goiana river	2.61E-01	3.64E-02		5.23E-05	1 1
86	Sadri et al (50)	Manta net 300 µm	Tamar tidal estuary	2.80E-02	8.00E-04		6.35E-06	0 1
87	Lahens et al (56)	Net 300 µm	Saigon River	1.76E+02	0.00E+00	1.50E-04	4.11E-02	1 1
88	Hohenblum et al (77)	Drift net 500 µm (rarely 250 µm)	Danube Hainburg	3.80E-01	0.00E+00	1.06E-04	8.86E-05	1 1
89			Danube Aschach	1.23E-01	0.00E+00	1.33E-05	2.86E-05	1 1
90	Constant et al (38)	Manta and conical nets 333 µm	Rhône	1.54E+01	1.46E+01	3.24E-04	2.16E-04	1 1
91			Têt	4.23E+01	4.05E+01	8.00E-04	4.43E-04	1 1
92	Vermaire et al (78)	Manta trawl 100 µm	Ottawa river (8 sites)	1.35E+00	9.86E-01		8.58E-05	1 1
93	Miller et al (79)	Bucket 3L, filter 45µm for fibers	Hudson river (142 sites)	9.80E+02	9.80E+02		7.31E-04	1 0
94	Campbell et al (80)	Conical net 80 µm	Wascana creek	3.02E+00	2.70E+00		7.60E-05	1 1
95	Schmidt et al (81)	Niskin bottle 2.2L, Net 20 µm	Teltow artificial canal Berlin	7.86E+03	-		1.83E+00	0 0
96	Lin et al (82)	Bulks 5L 50 cm depth, 20µm sieve	Pearl river (Guangzhou)	2.72E+03	2.20E+03		1.23E-01	1 0
97	Kapp et al (83)	Plankton net 100µm + Glas jar 2L for fibers	Snake river (tributary)	2.45E+00	7.78E-01		3.90E-04	1 1
98			Columbia river	2.97E+00	2.60E+00		8.69E-05	1 1
99			Seine P1	1.01E+02	1.01E+02		7.50E-05	1 1
100			Seine P2	4.85E+01	4.85E+01		3.62E-05	1 1
101	Dris et al (84)	Plankton net 80 µm for microfibers only	Seine P3	2.79E+01	2.79E+01		2.08E-05	1 1
102			Seine P4	2.79E+01	2.79E+01		2.08E-05	1 1
103			Seine P5	2.21E+01	2.21E+01		1.65E-05	1 1
104	Barrows et al (85)	Bottles 1L, filter 100 µm	Gallatin river (72 sites)	1.30E+03	1.04E+03		6.14E-02	1 0
105	Yan et al (86)	Bulks 5L + 50 µm stainless steel sieve	Pearl river (Guangzhou)	1.99E+04	1.79E+03		4.31E+00	1 0
106			Pearl river tidal estuary	8.90E+03	8.01E+02		1.90E+00	0 0
107	Xiong et al (35)	Net 333 µm	Yangtze river	9.00E-01	7.11E-02		1.93E-04	1 1
108	Watkins et al (87)	Plastic bottle 335µm sieve	Fall creek dams	1.58E+01	1.42E+01		3.79E-04	0 0
109			Six mile creek dams	5.00E+00	4.50E+00		1.20E-04	0 0
110	Tan et al (88)	Plankton net 112 µm	Beijiang river (feilaixia resevoir)	5.60E-01	8.81E-02		1.10E-04	0 1
111	Simon-Sánchez et al (89)	Neuston net 5 µm	Ebro river	3.50E+00	1.61E+00		4.42E-04	1 1
112	Gray et al (90)	Sea surface layer apparatus, 2 mm sieve	Charleston harbor	6.60E+03	3.70E+03		6.80E-01	0 0
113			Winyah bay	3.08E+04	1.05E+03		6.94E+00	0 0
114	Anderson et al (91)	Glass plate, 1.2mm sieve, bulks 2L, filter 45µm for fibers	Hamble tidal estuary	1.72E+04	1.72E+04		1.28E-02	0 0
115			Beaulieu tidal estuary	7.05E+03	7.05E+03		5.26E-03	0 0
116	Luo et al (92)	Metal pail 5L, air lift pump, filter 20 µm	Yangtze estuary	9.00E+02	5.94E+02		7.18E-02	0 0
117			Huangpu and Suzhou rivers	2.08E+03	1.76E+03		7.64E-02	1 0
118	Kataoka et al (57)	Plankton net 335 µm	29 Japan rivers	1.60E+00	0.00E+00	4.40E-04	3.73E-04	1 1
119			Buqu river	9.67E+02	6.67E+02		7.04E-02	1 0
120			Naqu river	8.17E+02	7.52E+02		1.58E-02	1 0
121	Jiang et al (93)	Large flow sampler + 45 µm stainless steel sieve	Lhasa river	6.92E+02	4.57E+02		5.51E-02	1 0
122			Brahmaputra river	4.83E+02	4.20E+02		1.50E-02	1 0
123			Nyang river	5.17E+02	4.08E+02		2.56E-02	1 0
124	Ding et al (94)	Pump 30 L, 75 µm sieve	Wei river	7.00E+00	3.51E+00		8.18E-04	1 0
125	Deocarís et al (95)	Manta trawl 355 µm	Pasig river	1.32E+00	0.00E+00		3.09E-04	1 1
126	Alam et al (96)	Glass container 1L + Filter 1.2 µm	Ciwalengke river (Majalaya)	5.85E+03	3.80E+03		4.81E-01	1 0
127	Lahens et al (56)	Bulk 300mL for fibers filter 2.7µm	Saigon River	3.42E+05	3.42E+05	3.17E-02	2.55E-01	1 0

Table S2. Characteristics of the 0.5 x 0.5 degree resolution river basin GIS and integrated data layers used in this study. Parentheses correspond to percentages of global values. For data sources, see Supplementary Materials and Methods 2.1.

	Exorheic Basins	North Atlantic Ocean	South Atlantic Ocean	Indian Ocean	North Pacific Ocean	South Pacific Ocean	Other
<i>Basins (number)</i>	9,988	2,526 (25)	422 (4)	1,028 (10)	1,895 (19)	1,091 (11)	3,026 (30)
<i>Area (M.km²)</i>	107.6	27.2 (25)	16.6 (15)	19.3 (18)	15.6 (15)	3.8 (4)	25.1 (23)
<i>Discharge (km³ yr⁻¹)</i>	44,600	14,945 (33)	5,791 (13)	5,425 (12)	9,318 (21)	4,334 (10)	4,847 (11)
<i>Population 2015 (billion inhabitants)</i>	6.99	0.97 (14)	0.72 (10)	2.20 (31)	2.08 (30)	0.28 (4)	0.74 (11)
<i>MPW - Jambeck et al., 2015 (Mt)</i>	109	5.8 (5)	11.3 (10)	21.1 (19)	56.2 (52)	4.3 (4)	10.3 (9)
<i>MPW - Lebreton et al., 2019 (Mt)</i>	64	3.2 (5)	10.4 (16)	21.6 (34)	20.3 (32)	1.0 (2)	7.5 (12)
<i>Suspended matter (Mt)</i>	15,640	3,603 (23)	509 (3)	3,631 (23)	5,372 (34)	1,614 (10)	911 (6)

Table S3. Regression and correlation coefficients for the multi-regression models performed in this study. All parameters are significant with $p < 0.03$. sPop: population density; sQ: drainage intensity. For the parametric equation, see Supplementary Materials and Methods 2.2.

Data subsets	Number of data	Regression parameters	Number to mass conversion factor	r²	Global MP flux (kt yr⁻¹)	a1	a2	b
<i>Plankton net</i>	96	sPop, sQ	Wf	0.35	6.1	3.39e-1	1.32	5.09e-6
<i>Plankton net - River</i>	84	sPop, sQ	Wf	0.38	6.6	3.31e-1	1.35	4.62e-6

Bibliographie

- Acha, E. M., H. W. Mianzan, O. Iribarne, D. A. Gagliardini, C. Lasta, et P. Daleo, 2003 : The role of the Ro de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Mar. Pollut. Bull.*, **46** (2), 197–202. Cité p. 102.
- Alam, F. C., E. Sembiring, B. S. Muntalif, et V. Suendo, 2019 : Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study : Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). *Chemosphere*, 637–645, doi :10.1016/j.chemosphere.2019.02.188, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.188>. Cité pages 15 and 39.
- Alberola, C., C. Millot, et J. Font, 1995 : On the seasonal and mesoscale variabilities of the Northern Current during the PRIMO-0 experiment in the western Mediterranean-sea. *Oceanol. Acta*, **18** (2), 163–192. Cité p. 92.
- Allen, 1985 : Sink or swim? *Energy Policy*, **17** (3), 295–296, doi :10.1016/0301-4215(89)90056-6. Cité p. 80.
- Allen, S., D. Allen, V. R. Phoenix, G. Le Roux, P. D. Jiménez, A. Simonneau, S. Binet, et D. Galop, 2019 : Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.*, **12** (5), 339–344. Cité p. 54.
- Anderson, Z. T., A. B. Cundy, I. W. Croudace, P. E. Warwick, O. Celis-Hernandez, et J. L. Stead, 2018 : A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. *Sci. Rep.*, **8** (1), 1–11, doi :10.1038/s41598-018-27612-w, <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-27612-w>. Cité pages 15 and 39.
- Andrady, A. L., 2011 : Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **62** (8), 1596–1605, doi :10.1016/j.marpolbul.2011.05.030, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>. Cité pages 9 and 13.
- Andrady, A. L., 2017 : The plastic in microplastics : A review. *Mar. Pollut. Bull.*, **119** (1), 12–22, doi :10.1016/j.marpolbul.2017.01.082, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>. Cité pages 7 and 73.
- Arakawa, A. et M. J. Suarez, 1983 : Vertical differencing of the primitive equations in sigma coordinates. *Mon. Weather Rev.*, **111** (1), 34–45. Cité p. 82.
- Arkin, C., et al., 2020 : Atlas du plastique 2020. Tech. rep., La Heinrich-Böll-Stiftung, La Fabrique Écologique et Break Free From Plastic, 31 pp. Cité p. 49.
- Arthur, C., J. Baker, et H. Bamford, 2009 : Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. *Group*, 530, January. Cité pages 2, 12, and 71.
- Atwood, E. C., et al., 2019 : Coastal accumulation of microplastic particles emitted from the Po River, Northern Italy : Comparing remote sensing and hydrodynamic modelling with in situ sample collections. *Mar. Pollut. Bull.*, **138**, 561–574. Cité p. 102.
- Baini, M., M. C. Fossi, M. Galli, I. Caliani, T. Campani, M. G. Finoia, et C. Panti, 2018 : Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy) : The application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **133** (June), 543–552, doi :10.1016/j.marpolbul.2018.06.016, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.016>. Cité pages 125 and 126.
- Baldwin, A. K., S. R. Corsi, et S. A. Mason, 2016 : Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries : Relations to Watershed Attributes and Hydrology. *Environ. Sci. Technol.*, **50** (19), 10377–10385, doi :10.1021/acs.est.6b02917. Cité pages 35, 39, and 75.
- Ballent, A., S. Pando, A. Purser, M. F. Juliano, et L. Thomsen, 2013 : Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon. *Biogeosciences*, **10** (12), 7957–7970, doi :10.5194/bg-10-7957-2013. Cité p. 80.
- Barnes, D. K., F. Galgani, R. C. Thompson, et M. Barlaz, 2009 : Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, **364** (1526), 1985–1998, doi :10.1098/rstb.2008.0205. Cité pages 1, 22, 71, and 73.
- Barrows, A. P., K. S. Christiansen, E. T. Bode, et T. J. Hoellein, 2018 : A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. *Water Res.*, **147**, 382–392, doi :10.1016/j.watres.2018.10.013, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.013>. Cité p. 39.
- Beal, L. M., et al., 2011 : On the role of the Agulhas system in ocean circulation and climate. *Nature*, **472** (7344), 429–436, doi :10.1038/nature09983, <https://doi.org/10.1038/nature09983>. Cité p. 23.
- Belmadani, A., E. Concha, D. Donoso, A. Chaigneau, F. Colas, N. Maximenko, et E. Di Lorenzo, 2017 : Striations and preferred eddy tracks triggered by topographic steering of the background flow in the eastern South Pacific. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **122** (4), 2847–2870, doi :https://doi.org/10.1002/2016JC012348, <https://doi.org/10.1002/2016JC012348>. Cité p. 23.
- Bentsen, M., G. Evensen, H. Drange, et A. D. Jenkins, 1999 : Coordinate transformation on a sphere using conformal mapping. *Mon. Weather Rev.*, **127** (12), 2733–2740. Cité p. 82.

- Bergmann, M., S. Mützel, S. Primpke, M. B. Tekman, J. Trachsel, et G. Gerdt, 2019 : White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Sci. Adv.*, **5** (8), 1–11, doi : 10.1126/sciadv.aax1157. Cité pages 1 and 9.
- Birol, F., M. Cancet, et C. Estournel, 2010 : Aspects of the seasonal variability of the Northern Current (NW Mediterranean Sea) observed by altimetry. *J. Mar. Syst.*, **81** (4), 297–311. Cité p. 92.
- Bosse, A., P. Testor, L. Mortier, L. Prieur, V. Taillandier, F. D’Ortenzio, et L. Coppola, 2015 : Spreading of Levantine Intermediate Waters by submesoscale coherent vortices in the northwestern Mediterranean Sea as observed with gliders. *J. Geophys. Res. C Ocean.*, **120** (3), 1599–1622, doi : 10.1002/2014JC010263. Cité p. 93.
- Boucher, J. et D. Friot, 2017 : Primary microplastics in the oceans : a global evaluation of sources. Tech. rep., IUCN Library System. doi : dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en, <https://portals.iucn.org/library/node/46622>. Cité p. 12.
- Brach, L., P. Deixonne, M.-F. Bernard, E. Durand, M.-C. Desjean, E. Perez, E. van Sebille, et A. ter Halle, 2018 : Anticyclonic eddies increase accumulation of microplastic in the North Atlantic subtropical gyre. *Mar. Pollut. Bull.*, **126**, 191–196, doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.077>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17309232>. Cité pages 22 and 24.
- Breivik, Ø., A. A. Allen, C. Maisondieu, et J. C. Roth, 2011 : Wind-induced drift of objects at sea : The leeway field method. *Appl. Ocean Res.*, **33** (2), 100–109, doi : <https://doi.org/10.1016/j.apor.2011.01.005>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014111871100006X>. Cité p. 26.
- Brunner, K., T. Kukulka, G. Proskurowski, et K. L. Law, 2015 : Passive buoyant tracers in the ocean surface boundary layer : 2. Observations and simulations of microplastic marine debris. *J. Geophys. Res. Ocean.*, 1–15, doi : 10.1002/2015JC010840. Received. Cité p. 80.
- Camenen, B., 2007 : Simple and general formula for the settling velocity of particles. *J. Hydraul. Eng.*, **133** (2), 229–233, doi : 10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:2(229). Cité p. 81.
- Camins, E., W. P. de Haan, V. S. Salvo, M. Canals, A. Raffard, et A. Sanchez-Vidal, 2020 : Paddle surfing for science on microplastic pollution. *Sci. Total Environ.*, **709**, 136 178, doi : 10.1016/j.scitotenv.2019.136178, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136178>. Cité p. 125.
- Campbell, S. H., P. R. Williamson, et B. D. Hall, 2017 : Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *Facets*, **2** (1), 395–409, doi : 10.1139/facets-2017-0008. Cité pages 39 and 75.
- Canals, M., J. B. Company, D. Martín, A. Sánchez-Vidal, et E. Ramírez-Llodrà, 2013 : Integrated study of Mediterranean deep canyons : Novel results and future challenges. *Prog. Oceanogr.*, **118** (i), 1–27, doi : 10.1016/j.pocean.2013.09.004. Cité pages 9 and 28.
- Carret, A., 2019 : Étude de la variabilité spatio-temporelle de la circulation en Méditerranée nord-occidentale : apport de l’altimétrie spatiale. Ph.D. thesis, UNIVERSITÉ DE TOULOUSE. Cité p. 92.
- Carret, A., F. Birol, C. Estournel, B. Zakardjian, et P. Testor, 2019 : Synergy between in situ and altimetry data to observe and study Northern Current variations (NW Mediterranean Sea). *Ocean Sci.*, **15** (2), 269–290, doi : 10.5194/os-15-269-2019. Cité p. 92.
- Chelton, D. B., M. G. Schlax, et R. M. Samelson, 2011 : Global observations of nonlinear mesoscale eddies. *Prog. Oceanogr.*, **91** (2), 167–216, doi : <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.01.002>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0079661111000036>. Cité p. 23.
- Chubarenko, I., A. Bagaev, M. Zobkov, et E. Esiukova, 2016 : On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **108** (1-2), 105–112, doi : 10.1016/j.marpolbul.2016.04.048, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>. Cité pages 70, 73, 80, 81, 141, and 148.
- Chubarenko, I. et N. Stepanova, 2017 : Microplastics in sea coastal zone : Lessons learned from the Baltic amber. *Environ. Pollut.*, **224**, 243–254, doi : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.085>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116316402>. Cité p. 25.
- CIESIN, 2018 : Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4) : Population Density, Revision 11 - Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University. NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Palisades, NY, <https://doi.org/10.7927/H49C6VHW>. Cité pages 28, 56, 63, and 107.
- Cincinelli, A., C. Scopetani, D. Chelazzi, E. Lombardini, T. Martellini, A. Katsoyiannis, M. C. Fossi, et S. Corsolini, 2017 : Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica) : Occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere*, **175**, 391–400, doi : 10.1016/j.chemosphere.2017.02.024, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.024>. Cité p. 14.
- Coe, J. M., S. Andersson, et D. B. Rogers, 1997 : Marine debris in the Caribbean region. *Mar. Debris*, Springer, 25–33. Cité p. 31.
- Cole, M., P. Lindeque, C. Halsband, et T. S. Galoway, 2011 : Microplastics as contaminants in the marine environment : A review. *Mar. Pollut. Bull.*, **62** (12), 2588–2597, doi : 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>. Cité p. 9.
- Collignon, A., J. H. Hecq, F. Galgani, F. Collard, et A. Goffart, 2014 : Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica). *Mar. Pollut. Bull.*, **79** (1-2), 293–298, doi : 10.1016/j.marpolbul.2013.11.023, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.023>. Cité p. 125.

- Collignon, A., J.-H. Hecq, F. Glagani, P. Voisin, F. Collard, et A. Goffart, 2012 : Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **64** (4), 861–864, doi :10.1016/J.MARPOLBUL.2012.01.011, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X12000343?via%3Dihub>. Cité pages 125, 127, and 133.
- Collins, C. et J. C. Hermes, 2019 : Modelling the accumulation and transport of floating marine micro-plastics around South Africa. *Mar. Pollut. Bull.*, **139** (August 2018), 46–58, doi :10.1016/j.marpolbul.2018.12.028, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.028>. Cité pages 70 and 89.
- Conservatoire du Littoral, 2010 : Guide du nettoyage des plages. <http://www.conservatoire-du-littoral.fr/51-nettoyage-plages.htm>. Cité p. 11.
- Constant, M., 2019 : Source , transfert et devenir des microplastiques (MPs) en mer Méditerranée Nord-Occidentale. *Thèse*. Cité p. 16.
- Constant, M., P. Kerhervé, M. Mino-Vercellio-Verollet, M. Dumontier, A. Sánchez Vidal, M. Canals, et S. Heussner, 2019 : Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **142** (April), 263–273, doi :10.1016/j.marpolbul.2019.03.032, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.032>. Cité pages 13 and 102.
- Constant, M., W. Ludwig, P. Kerhervé, J. Sola, B. Charrière, A. Sanchez-Vidal, M. Canals, et S. Heussner, 2020 : Microplastic fluxes in a large and a small Mediterranean river catchments : The Têt and the Rhône, Northwestern Mediterranean Sea. *Sci. Total Environ.*, **716**, doi :10.1016/j.scitotenv.2020.136984. Cité pages 9, 13, 14, 15, 18, 37, 38, 39, 55, 74, 75, 76, 84, 107, 108, and 147.
- Cornelius, S. E., 1975 : Marine turtle mortalities along the pacific coast of costa rica. mortalidad de tortugas marinas a lo largo de la costa pacifica de costa rica. *Copeia*, **1975**, 186–187. Cité p. 10.
- Courtene-Jones, W., B. Quinn, S. F. Gary, A. O. Mogg, et B. E. Narayanaswamy, 2017 : Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environ. Pollut.*, **231**, 271–280, doi : 10.1016/j.envpol.2017.08.026, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.026>. Cité p. 66.
- Cózar, A., M. Sanz-Martín, E. Martí, J. I. González-Gordillo, B. Ubeda, J. Á.gálvez, X. Irigoien, et C. M. Duarte, 2015 : Plastic accumulation in the mediterranean sea. *PLoS One*, **10** (4), 1–12, doi :10.1371/journal.pone.0121762. Cité pages 13, 31, 72, 125, and 127.
- Cózar, A., et al., 2014 : Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **111** (28), 10 239–10 244, doi : 10.1073/pnas.1314705111, <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1314705111>. Cité pages 2, 12, 13, 23, 24, 34, 61, 62, 65, and 66.
- Craig, P. D. et M. L. Banner, 1994 : Modeling wave-enhanced turbulence in the ocean surface layer. *J. Phys. Oceanogr.*, **24** (12), 2546–2559. Cité p. 78.
- Craik, A. D. D., 1977 : The generation of Langmuir circulations by an instability mechanism. *J. Fluid Mech.*, **81** (2), 209–223, doi :DOI:10.1017/S0022112077001980. Cité p. 25.
- Damien, P., A. Bosse, P. Testor, P. Marsaleix, et C. Estournel, 2017 : Modeling postconvective submesoscale coherent vortices in the northwestern Mediterranean Sea. *J. Geophys. Res. Ocean.*, doi :10.1002/2016JC012114. Cité p. 76.
- Davison, P. et R. G. Asch, 2011 : Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **432**, 173–180. Cité pages 14 and 34.
- Dawson, A. L., S. Kawaguchi, C. K. King, K. A. Townsend, R. King, W. M. Huston, et S. M. B. Nash, 2018 : Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nat. Commun.*, **9** (1), 1–8. Cité p. 148.
- de Haan, W. P., A. Sanchez-Vidal, et M. Canals, 2019 : Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **140** (February), 523–535, doi :10.1016/j.marpolbul.2019.01.053. Cité pages 34 and 125.
- de Lucia, G. A., et al., 2014 : Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Mar. Environ. Res.*, **100**, 10–16, doi :10.1016/J.MARENRES.2014.03.017, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113614000725?via%3Dihub>. Cité p. 125.
- de Ruijter, W. P. M., P. J. Van Leeuwen, et J. R. E. Lutjeharms, 1999 : Generation and evolution of Natal Pulses : solitary meanders in the Agulhas Current. *J. Phys. Oceanogr.*, **29** (12), 3043–3055. Cité p. 61.
- Defontaine, S., D. Sous, J. Tesan, M. Monperrus, V. Lenoble, et L. Lancelleur, 2020 : Microplastics in a salt-wedge estuary : Vertical structure and tidal dynamics. *Mar. Pollut. Bull.*, **160** (September), 111 688, doi :10.1016/j.marpolbul.2020.111688, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111688>. Cité p. 102.
- Demargne, J. C., 2001 : Qualité des modèles numériques de terrain pour l'hydrologie. Application à la caractérisation du régime de crues des bassins versants. Doctorat Sciences de l'Information Géographique, Université de Marne la Vallée. Cité p. 42.
- Deocaris, C. C., et al., 2019 : Occurrence of microplastic fragments in the Pasig River. *H2Open J.*, **2** (1), 92–100, doi :10.2166/h2oj.2019.001. Cité pages 39 and 71.
- Derraik, J. G., 2002 : The pollution of the marine environment by plastic debris : A review. *Mar. Pollut. Bull.*, **44** (9), 842–852, doi :10.1016/S0025-326X(02)00220-5. Cité p. 9.
- Deudero, S. et C. Alomar, 2015 : Mediterranean marine biodiversity under threat : Reviewing influence of marine litter on species. *Mar. Pollut. Bull.*, **98** (1-2), 58–68, doi :10.1016/j.marpolbul.2015.07.012, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.012>.

- 2015.07.012. Cité pages 11, 14, and 66.
- Dietrich, W. E., 1982 : Settling velocity of natural particles. *Water Resour. Res.*, **18** (6), 1615–1626, doi : 10.1029/WR018i006p01615. Cité pages 70 and 81.
- Ding, L., R. fan Mao, X. Guo, X. Yang, Q. Zhang, et C. Yang, 2019 : Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. *Sci. Total Environ.*, **667**, 427–434, doi : 10.1016/j.scitotenv.2019.02.332, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.332>. Cité p. 39.
- Dobler, D., T. Huck, C. Maes, N. Grima, B. Blanke, E. Martinez, et F. Arduin, 2019 : Large impact of Stokes drift on the fate of surface floating debris in the South Indian Basin. *Mar. Pollut. Bull.*, **148**, 202–209, doi : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.057>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X19305958>. Cité p. 25.
- Döll, P. et B. Lehner, 2002 : Validation of a new global 30-min drainage direction map. *J. Hydrol.*, **258** (1-4), 214–231, doi : 10.1016/S0022-1694(01)00565-0. Cité pages 17 and 42.
- Dong, C., Y. Liu, R. Lumpkin, M. Lankhorst, D. Chen, J. C. McWilliams, et Y. Guan, 2011 : A Scheme to Identify Loops from Trajectories of Oceanic Surface Drifters : An Application in the Kuroshio Extension Region. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, **28** (9), 1167–1176, doi : 10.1175/JTECH-D-10-05028.1, https://journals.ametsoc.org/view/journals/atot/28/9/jtech-d-10-05028_1.xml. Cité p. 23.
- Dong, C., J. C. McWilliams, Y. Liu, et D. Chen, 2014 : Global heat and salt transports by eddy movement. *Nat. Commun.*, **5** (1), 3294, doi : 10.1038/ncomms4294, <https://doi.org/10.1038/ncomms4294>. Cité p. 23.
- Doyle, M. J., W. Watson, N. M. Bowlin, et S. B. Sheavly, 2011 : Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Mar. Environ. Res.*, **71** (1), 41–52. Cité p. 74.
- Dris, R., J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, et B. Tassin, 2017 : A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environ. Pollut.*, **221**, 453–458. Cité p. 15.
- Dris, R., J. Gasperi, V. Rocher, M. Saad, N. Renault, et B. Tassin, 2015a : Microplastic contamination in an urban area : a case study in Greater Paris. *Environ. Chem.*, **12** (5), 592, doi : 10.1071/en14167. Cité pages 39 and 54.
- Dris, R., J. Gasperi, V. Rocher, et B. Tassin, 2018 : Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity : Sampling methodological aspects and flux estimations. *Sci. Total Environ.*, **618**, 157–164, doi : 10.1016/j.scitotenv.2017.11.009, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.009>. Cité p. 39.
- Dris, R., J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, et B. Tassin, 2016 : Synthetic fibers in atmospheric fallout : A source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.*, **104** (1-2), 290–293, doi : 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>. Cité pages 9 and 147.
- Dris, R., H. Imhof, W. Sanchez, J. Gasperi, F. Galgani, B. Tassin, et C. Laforsch, 2015b : Beyond the ocean : contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles. *Environ. Chem.*, **12** (5), 539, doi : 10.1071/en14172. Cité pages 15 and 36.
- Dussud, C. et J.-F. Ghiglione, 2014 : Bacterial degradation of synthetic plastics. *CIESM Work. Monogr.*, Vol. 46, 49–54. Cité p. 10.
- Eriksen, M., et al., 2014 : Plastic Pollution in the World's Oceans : More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS One*, **9** (12), 1–15, doi : 10.1371/journal.pone.0111913. Cité pages 2, 23, 24, 34, 66, 70, 106, and 148.
- Eriksen, M., et al., 2017 : Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific. *Environ. Pollut.*, **232**, 430–439, doi : 10.1016/j.envpol.2017.09.058, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.058>. Cité p. 31.
- Estahbanati, S. et N. L. Fahrenfeld, 2016 : Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, **162**, 277–284, doi : 10.1016/j.chemosphere.2016.07.083, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083>. Cité pages 18 and 39.
- Estournel, C., 2003 : Observation and modeling of the winter coastal oceanic circulation in the Gulf of Lion under wind conditions influenced by the continental orography (FETCH experiment). *J. Geophys. Res.*, **108** (C3), 8059, doi : 10.1029/2001JC000825, <http://doi.wiley.com/10.1029/2001JC000825>. Cité p. 76.
- Estournel, C., et al., 2016 : High resolution modeling of dense water formation in the north-western Mediterranean during winter 2012/2013 : Processes and budget. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **121** (7), 5367–5392, doi : 10.1002/2016JC011935. Cité p. 76.
- Europe, 2000 : 7. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0001.02/D0C{}_1{&}format=PDF, 72 p. pp. Cité p. 10.
- Faure, F., C. Demars, O. Wieser, M. Kunz, et L. F. de Alencastro, 2015 : Plastic pollution in Swiss surface waters : nature and concentrations, interaction with pollutants. (Special Issue : Microplastics in the environment.). *Environ. Chem.*, **12**, 582–591. Cité pages 18, 37, 38, 39, 55, 74, and 75.
- Forrester, D. J., F. H. White, W. J. C., et N. P. Thompson, 1975 : Intussusception in a Florida Manatee. *J. Wildl. Dis.*, **11** (4), 566–568, doi : 10.7589/0090-3558-11.4.566, <https://doi.org/10.7589/0090-3558-11.4.566>. Cité p. 10.

- Fossi, M. C., C. Panti, C. Guerranti, D. Coppola, M. Giannetti, L. Marsili, et R. Minutoli, 2012 : Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Mar. Pollut. Bull.*, **64** (11), 2374–2379, doi :10.1016/j.marpolbul.2012.08.013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.013>. Cité p. 133.
- Fossi, M. C., et al., 2017 : Plastic debris occurrence, convergence areas and fin whales feeding ground in the Mediterranean marine protected area Pelagos Sanctuary : A modeling approach. *Front. Mar. Sci.*, **4** (MAY), doi :10.3389/fmars.2017.00167. Cité p. 125.
- Fox-Kemper, B., et al., 2011 : Parameterization of mixed layer eddies. III : Implementation and impact in global ocean climate simulations. *Ocean Model.*, **39** (1), 61–78, doi : <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2010.09.002>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1463500310001290>. Cité p. 23.
- France, 2006 : Loi n^o2006-1772 du 30 décembre 2006 réformant la préservation des ressources en eau et des milieux aquatiques. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT00000649171/>, 1–53 pp. Cité p. 10.
- Fraser, C. I., et al., 2018 : Antarctica's ecological isolation will be broken by storm-driven dispersal and warming. *Nat. Clim. Chang.*, **8** (8), 704–708, doi : 10.1038/s41558-018-0209-7, <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0209-7>. Cité p. 25.
- Frias, J., P. Sobral, et A. M. Ferreira, 2010 : Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Mar. Pollut. Bull.*, **60** (11), 1988–1992. Cité pages 12 and 71.
- Gajšt, T., T. Bizjak, A. Palatinus, S. Liubartseva, et A. Kržan, 2016 : Sea surface microplastics in Slovenian part of the Northern Adriatic. *Mar. Pollut. Bull.*, **113** (1-2), 392–399, doi :10.1016/j.marpolbul.2016.10.031. Cité pages 125, 126, and 127.
- Galgani, F., 2015 : Marine litter, future prospects for research. *Front. Mar. Sci.*, **2** (OCT), 1–5, doi : 10.3389/fmars.2015.00087. Cité pages 12, 28, and 34.
- Galgani, F., S. Jaunet, A. Campillo, X. Guenegen, et E. His, 1995 : Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the north-western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **30** (11), 713–717, doi :10.1016/0025-326X(95)00055-R, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0025326X9500055R?via=ihub>. Cité pages 9 and 28.
- Galgani, F., et al., 2000 : Litter on the Sea Floor Along European Coasts. *Mar. Pollut. Bull.*, **40** (6), 516–527, doi :10.1016/S0025-326X(99)00234-9, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X99002349?via=ihub>. Cité p. 102.
- Galgani, F., et al., 2010 : Marine Strategy Framework Directive : Task Group 10 Report Marine Litter. Tech. Rep. 31210, JRC European Commission, 1–38 pp. doi :10.2788/86941, 654. Cité pages 8, 12, and 18.
- Gaspar, P., Y. Grégoris, et J. Lefevre, 1990 : A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing : Tests at station Papa and LongTerm Upper Ocean Study site. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **95** (C9), 16179–16193. Cité p. 77.
- Gasperi, J., R. Dris, T. Bonin, V. Rocher, et B. Tassin, 2014 : Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environ. Pollut.*, **195**, 163–166, doi :10.1016/j.envpol.2014.09.001, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.001>. Cité p. 17.
- GEBCO, 2020 : Compilation Group (2020) GEBCO 2020 Grid. https://www.gebco.net/data/_and_/products/gridded/_bathymetry/_data/, doi : 10.5285/a29c5465-b138-234d-e053-6c86abc040b9. Cité p. 27.
- GESAMP, 2015 : Sources, fate and effects of MP in the marine environment. *J. Ser. GESAMP Reports Stud.*, **90**, 98, www.imo.org. Cité pages 12 and 13.
- Geyer, R., J. R. Jambeck, et K. L. Law, 2017 : Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.*, **3** (7), 25–29, doi :10.1126/sciadv.1700782. Cité pages 7, 8, 67, 73, and 74.
- Gillfillan, L., M. D. Ohman, M. J. Doyle, et W. Watson, 2009 : Occurrence of plastic micro-debris in the California current system. *Cent. Mar. Biodivers. Conserv.* Cité p. 75.
- Gilman, E., F. Chopin, P. Suuronen, et B. Kuemlangan, 2016 : Abandoned, lost and discarded gillnets and trammel nets. Methods to estimate ghost fishing mortality, and the status of regional monitoring and management. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **600** (January), 97 pp. Cité p. 2.
- Goldstein, M. C., M. Rosenberg, et L. Cheng, 2012 : Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biol. Lett.*, **8** (5), 817–820, doi :10.1098/rsbl.2012.0298, <http://rsbl.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rsbl.2012.0298>. Cité pages 11 and 12.
- Gove, J. M., et al., 2019 : Prey-size plastics are invading larval fish nurseries. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **116** (48), 24143 LP – 24149, doi :10.1073/pnas.1907496116, <http://www.pnas.org/content/116/48/24143.abstract>. Cité p. 26.
- Gray, A. D., H. Wertz, R. R. Leads, et J. E. Weinstein, 2018 : Microplastic in two South Carolina Estuaries : Occurrence, distribution, and composition. *Mar. Pollut. Bull.*, **128** (February), 223–233, doi :10.1016/j.marpolbul.2018.01.030, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.030>. Cité pages 15 and 39.
- Gregory, M. R. et A. L. Andrady, 2005 : Plastics in the Marine Environment. *Plast. Environ.*, A. L. Andrady, Ed., John Wiley & Sons, Ltd, Wiley Online Books, 379–401, doi :<https://doi.org/10.1002/0471721557.ch10>, <https://doi.org/10.1002/0471721557.ch10>. Cité p. 17.

- Gruber, N. et J. N. Galloway, 2008 : An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, **451** (7176), 293–296. Cité p. 19.
- Guizien, K., M. Belharet, P. Marsaleix, et J. M. Guarini, 2012 : Using larval dispersal simulations for marine protected area design : Application to the Gulf of Lions (northwest Mediterranean). *Limnol. Oceanogr.*, **57** (4), 1099–1112, doi :10.4319/lo.2012.57.4.1099. Cité p. 79.
- Gula, J., J. J. Molemaker, et J. C. McWilliams, 2014 : Submesoscale cold filaments in the Gulf Stream. *J. Phys. Oceanogr.*, **44** (10), 2617–2643, doi :10.1175/JPO-D-14-0029.1. Cité p. 93.
- Gündodu, S., 2017 : High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey. *Ege J. Fish. Aquat. Sci.*, **34** (4), 401–408, doi :10.12714/egejfas.2017.34.4.06. Cité p. 125.
- Gündodu, S., C. Çevik, B. Ayat, B. Aydoan, et S. Karaca, 2018 : How microplastics quantities increase with flood events? An example from Mersin Bay NE Levantine coast of Turkey. *Environ. Pollut.*, **239**, 342–350, doi :10.1016/j.envpol.2018.04.042. Cité pages 125 and 126.
- Güven, O., K. Gökda, B. Jovanović, et A. E. Kdey, 2017 : Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environ. Pollut.*, **223**, 286–294, doi :10.1016/j.envpol.2017.01.025. Cité p. 125.
- Harrison, J. P., M. Sapp, M. Schratzberger, et A. M. Osborn, 2011 : Interactions between microorganisms and marine microplastics : a call for research. *Mar. Technol. Soc. J.*, **45** (2), 12–20. Cité p. 11.
- Hibiya, T., 1990 : Study of internal wave generation by tide-topography interaction. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, **46** (1), 21–32, doi :10.1007/BF02334221, <https://doi.org/10.1007/BF02334221>. Cité p. 25.
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson, et M. Thiel, 2012 : Microplastics in the marine environment : A review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.*, **46** (6), 3060–3075, doi :10.1021/es2031505. Cité pages 13, 15, 16, 36, 71, 73, and 74.
- Hohenblum, P., B. Liebmann, et M. Liedermann, 2015 : Plastics and microplastics : A threat to environment. Tech. rep., Environment Agency Austria. doi : 10.1016/j.eti.2019.100352. Cité p. 39.
- Hoornweg, D. et P. Bhada, 2012 : What a Waste. A Global Review of Solid Waste Management. *Urban Dev. Ser. Knowl. Pap.*, **281** (19), 44 p., doi :10.1111/febs.13058, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25270340>. Cité pages 19, 48, and 49.
- Hoornweg, D., P. Bhada-Tata, et C. Kennedy, 2013 : Environment : Waste production must peak this century. *Nat. News*, **502** (7473), 615. Cité p. 49.
- Horton, A. A. et S. J. Dixon, 2018 : Microplastics : An introduction to environmental transport processes. *Wiley Interdiscip. Rev. Water*, **5** (2), e1268. Cité p. 81.
- Horton, A. A., A. Walton, D. J. Spurgeon, E. Lahive, et C. Svendsen, 2017 : Microplastics in freshwater and terrestrial environments : Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. doi :10.1016/j.scitotenv.2017.01.190. Cité p. 10.
- Isachenko, I., L. Khatmullina, I. Chubarenko, et N. Stepanova, 2016 : Settling velocity of marine microplastic particles : laboratory tests. *EGUGA*, EPSC2016–6553. Cité pages 75 and 81.
- ISO 472, 2013 : Technical Committee : ISO/TC 61/SC 1 Terminology ICS : 01.040.83 Rubber and plastics industries (Vocabularies) 83.080.01 Plastics in general ISO 472:2013. <https://www.iso.org/obp/ui/{#}iso:std:iso:472:ed-4:v1:en>, 406 pages pp. Cité p. 6.
- Iwasaki, S., A. Isobe, S. Kako, K. Uchida, et T. Tokai, 2017 : Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves : A numerical model approach in the Sea of Japan. *Mar. Pollut. Bull.*, **121** (1), 85–96, doi :https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.057, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17304435>. Cité p. 25.
- Jackett, D. R., T. J. McDougall, R. Feistel, D. G. Wright, et S. M. Griffies, 2006 : Algorithms for density, potential temperature, conservative temperature, and the freezing temperature of seawater. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, **23** (12), 1709–1728. Cité p. 77.
- Jacquin, J., et al., 2019 : Microbial ecotoxicology of marine plastic debris : a review on colonization and biodegradation by the plastisphere. *Front. Microbiol.*, **10**, 865. Cité p. 34.
- Jalón-Rojas, I., X. H. Wang, et E. Fredj, 2019 : A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD) : Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes. *Mar. Pollut. Bull.*, **141** (February), 256–272, doi :10.1016/j.marpolbul.2019.02.052, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>. Cité pages 70, 102, and 148.
- Jambeck, J. R., R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, et K. L. Law, 2015 : Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science (80-.)*, **347** (6223), 768–771, doi : 10.1126/science.1260352. Cité pages 19, 48, 49, 50, 51, 52, 56, 57, 61, 63, 108, and 137.
- Jang, Y. C., S. Hong, J. Lee, M. J. Lee, et W. J. Shim, 2014 : Estimation of lost tourism revenue in Geoje Island from the 2011 marine debris pollution event in South Korea. *Mar. Pollut. Bull.*, **81** (1), 49–54, doi :10.1016/j.marpolbul.2014.02.021, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.021>. Cité p. 11.
- Jenson, S. K. et J. O. Domingue, 1988 : Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, **54** (11), 1593–1600. Cité p. 42.

- Jiang, C., et al., 2019 : Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environ. Pollut.*, 91–98, doi :10.1016/j.envpol.2019.03.022, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>. Cité p. 39.
- Kaiser, D., N. Kowalski, et J. J. Waniek, 2017 : Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environ. Res. Lett.*, **12** (12), doi :10.1088/1748-9326/aa8e8b. Cité pages 141 and 148.
- Kane, I. A., M. A. Clare, E. Miramontes, R. Wogelius, J. J. Rothwell, P. Garreau, et F. Pohl, 2020 : Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation. *Science (80-.)*, **368** (6495), 1140–1145, doi :10.1126/science.aba5899. Cité pages 13 and 66.
- Kapp, K. J. et E. Yeatman, 2018 : Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers : A journey from the Greater Yellowstone Ecosystem to the Pacific Ocean. *Environ. Pollut.*, **241**, 1082–1090, doi :10.1016/j.envpol.2018.06.033, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.033>. Cité p. 39.
- Karak, T., R. M. Bhagat, et P. Bhattacharyya, 2012 : Municipal solid waste generation, composition, and management : The world scenario. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, **42** (15), 1509–1630, doi :10.1080/10643389.2011.569871. Cité p. 49.
- Kataoka, T., Y. Nihei, K. Kudou, et H. Hinata, 2019 : Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environ. Pollut.*, **244**, 958–965, doi :10.1016/j.envpol.2018.10.111, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.111>. Cité pages 37, 38, 39, 71, 72, 73, and 74.
- Kedzierski, M., 2017 : Pollutions du milieu littoral par les microplastiques : Méthodes d'évaluation. *Thèse*. Cité p. 9.
- Keeling, C. D., S. C. Piper, et M. Heimann, 1989 : A three-dimensional model of atmospheric CO₂ transport based on observed winds : 4. Mean annual gradients and interannual variations. *Asp. Clim. Var. Pacific West. Am.*, **55**, 305–363. Cité p. 34.
- Kenyon, K. W. et E. Kridler, 1969 : Laysan Albatrosses swallow indigestible matter. *Auk*, **86** (2), 339–343, doi :10.2307/4083505, <https://doi.org/10.2307/4083505>. Cité p. 10.
- Khatmullina, L. et I. Isachenko, 2017 : Settling velocity of microplastic particles of regular shapes. *Mar. Pollut. Bull.*, **114** (2), 871–880, doi :10.1016/j.marpolbul.2016.11.024, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.024>. Cité pages 70, 80, 81, 82, 86, and 88.
- Klingelhöfer, D., M. Braun, D. Quarcoo, D. Brüggemann, et D. A. Groneberg, 2020 : Research landscape of a global environmental challenge : Microplastics. *Water Res.*, **170**, doi :10.1016/j.watres.2019.115358. Cité p. 10.
- Kooi, M., E. Besseling, C. Kroeze, A. P. Van Wezel, et A. A. Koelmans, 2018 : Modeling the fate and transport of plastic debris in freshwaters : review and guidance. *Freshw. microplastics*, Springer, Cham, 125–152. Cité p. 81.
- Kooi, M., E. H. Van Nes, M. Scheffer, et A. A. Koelmans, 2017 : Ups and Downs in the Ocean : Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environ. Sci. Technol.*, **51** (14), 7963–7971, doi :10.1021/acs.est.6b04702. Cité p. 70.
- Kooi, M., et al., 2016 : The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Sci. Rep.*, **6** (October), 1–10, doi :10.1038/srep33882. Cité pages 80 and 88.
- Kornilios, S., P. Drakopoulos, et C. Dounas, 1998 : Pelagic tar, dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons and plastic distribution in the Cretan Sea, Greece. *Mar. Pollut. Bull.*, **36** (12), 989–993, doi :10.1016/S0025-326X(98)00102-7, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X98001027?via%3Dihub>. Cité p. 125.
- Korzoun, V. I., A. A. Sokolov, M. I. Budyko, K. P. Voskresensky, G. P. Kalinin, A. A. Konoplyantsev, E. S. Korotkevich, et M. I. Lvovich, 1977 : Atlas of world water balance. Maps and explanatory text. *Stud. Reports Hydrol. (UNESCO). no. 25 (annex). Annex to World water Balanc. water Resour. earth*. Cité p. 44.
- Kubota, M., 1994 : A mechanism for the accumulation of floating marine debris north of Hawaii. *J. Phys. Oceanogr.*, **24** (5), 1059–1064. Cité p. 22.
- Kukulka, T. et K. Brunner, 2015 : Passive buoyant tracers in the ocean surface boundary layer : 1. Influence of equilibrium windwaves on vertical distributions. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **120** (5), 3837–3858. Cité p. 80.
- Kukulka, T., G. Proskurowski, S. Morét-Ferguson, D. W. Meyer, et K. L. Law, 2012 : The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophys. Res. Lett.*, **39** (7), 1–6, doi :10.1029/2012GL051116. Cité pages 79, 113, and 127.
- La Violette, P. E., 1994 : *Seasonal and interannual variability of the western Mediterranean Sea*, Vol. 46. American Geophysical Union. Cité p. 27.
- Lahens, L., E. Strady, T.-C. Kieu-Le, R. Dris, K. Boukerma, E. Rinnert, J. Gasperi, et B. Tassin, 2018 : Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environ. Pollut.*, **236**, 661–671, doi :10.1016/J.ENVPOL.2018.02.005, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117330579?via%3Dihub>. Cité pages 13, 15, 37, 38, 39, and 74.
- Law, K. L., 2010 : Plastic Accumulation in the North. *Science (80-.)*, **329** (September), 1185–1188, doi :10.1126/science.1192321. Cité pages 23 and 66.
- Law, K. L., 2014 : Plastics in the marine environment. *Environ. Toxicol. Chem.*, **33** (1), 5–10, doi :10.1002/etc.2426. Cité pages 14 and 34.
- Law, K. L., S. E. Morét-Ferguson, D. S. Goodwin, E. R. Zettler, E. Deforce, T. Kukulka, et G. Proskurowski, 2014 : Distribution of surface plastic debris in the eastern pacific ocean from an 11-year data

- set. *Environ. Sci. Technol.*, **48** (9), 4732–4738, doi : 10.1021/es4053076. Cité pages 22 and 23.
- Lebreton, L. et A. Andrady, 2019 : Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Commun.*, **5** (1), 6, doi :10.1057/s41599-018-0212-7, <http://www.nature.com/articles/s41599-018-0212-7>. Cité pages 49, 50, 51, 52, 56, 57, 58, and 63.
- Lebreton, L., et al., 2018 : Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Sci. Rep.*, **8** (1), doi :10.1038/s41598-018-22939-w. Cité pages 24, 34, and 61.
- Lebreton, L. C., S. D. Greer, et J. C. Borrero, 2012 : Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Mar. Pollut. Bull.*, **64** (3), 653–661, doi :10.1016/j.marpolbul.2011.10.027, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>. Cité pages 22, 24, 70, and 106.
- Lebreton, L. C., J. Van Der Zwet, J. W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady, et J. Reisser, 2017 : River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.*, **8**, 1–10, doi :10.1038/ncomms15611, <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms15611>. Cité pages 2, 19, 20, 34, 35, 37, 38, 48, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 59, 63, 65, 109, and 147.
- Lechner, A., H. Keckeis, F. Lumesberger-Loisl, B. Zens, R. Krusch, M. Tritthart, M. Glas, et E. Schludermann, 2014 : The Danube so colourful : A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environ. Pollut.*, **188**, 177–181, doi :10.1016/j.envpol.2014.02.006, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>. Cité pages 17, 18, 39, and 55.
- Lefebvre, C., C. Saraux, O. Heitz, A. Nowaczyk, et D. Bonnet, 2019 : Microplastics FTIR characterisation and distribution in the water column and digestive tracts of small pelagic fish in the Gulf of Lions. *Mar. Pollut. Bull.*, **142** (December 2018), 510–519, doi :10.1016/j.marpolbul.2019.03.025, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.025>. Cité p. 13.
- Leibovich, S., 1977 : Convective instability of stably stratified water in the ocean. *J. Fluid Mech.*, **82** (3), 561–581, doi :DOI:10.1017/S0022112077000846. Cité p. 25.
- Leibovich, S., 1980 : On wave-current interaction theories of Langmuir circulations. *J. Fluid Mech.*, **99** (4), 715–724, doi :DOI:10.1017/S0022112080000857. Cité p. 25.
- Lenzing Group, 2016 : Lenzing Group (2016) Factsheet. <http://www.lenzing.com/en/investors/factsheet.html>. Cité p. 7.
- Leslie, H. A., 2014 : Review of microplastics in cosmetics. *IVM Inst. Environ. Stud.*, **476**, 1–33. Cité p. 13.
- Lima, A. R., M. F. Costa, et M. Barletta, 2014 : Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environ. Res.*, **132**, 146–155, doi :10.1016/j.envres.2014.03.031, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.031>. Cité p. 39.
- Lin, L., L. Z. Zuo, J. P. Peng, L. Q. Cai, L. Fok, Y. Yan, H. X. Li, et X. R. Xu, 2018 : Occurrence and distribution of microplastics in an urban river : A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *Sci. Total Environ.*, **644**, 375–381, doi : 10.1016/j.scitotenv.2018.06.327, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327>. Cité pages 15 and 39.
- Linzner, R. et S. Salhofer, 2014 : Municipal solid waste recycling and the significance of informal sector in urban China. *Waste Manag. Res.*, **32** (9), 896–907, doi :10.1177/0734242X14543555. Cité p. 8.
- Lippiatt, S., S. Opfer, et C. Arthur, 2013 : Marine Debris Monitoring and Assessment : Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment. Tech. Rep. NOS-OR&R-46, NOAA, 88 pp. http://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/Lippiatt_{_}et_{_}al_{_}2013.pdf. Cité p. 36.
- Liubartseva, S., G. Coppini, R. Lecci, et E. Clementi, 2018 : Tracking plastics in the Mediterranean : 2D Lagrangian model. *Mar. Pollut. Bull.*, **129** (1), 151–162, doi :10.1016/J.MARPOLBUL.2018.02.019, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X18301000>. Cité pages 34, 70, 99, 104, 106, 108, 111, 112, 114, 118, 137, 139, 140, and 146.
- Liubartseva, S., G. Coppini, R. Lecci, et S. Creti, 2016 : Regional approach to modeling the transport of floating plastic debris in the Adriatic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **103** (1-2), 115–127, doi :10.1016/j.marpolbul.2015.12.031, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.031>. Cité p. 140.
- Long, M., B. Moriceau, M. Gallinari, C. Lambert, A. H. M. Chemistry, et U. 2015, 2015 : Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates. *SETAC Eur.*, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02328127/>. Cité p. 73.
- Ludwig, W., P. Amiotte-Suchet, G. Munhoven, et J.-L. Probst, 1998 : Atmospheric CO₂ consumption by continental erosion : present-day controls and implications for the last glacial maximum. *Glob. Planet. Change*, **16**, 107–120. Cité pages 44 and 45.
- Ludwig, W., E. Dumont, M. Meybeck, et S. Heussner, 2009 : River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea : Major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Prog. Oceanogr.*, **80** (3-4), 199–217, doi : 10.1016/j.pocean.2009.02.001, <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2009.02.001>. Cité pages 28, 108, and 109.
- Ludwig, W. et J. L. Probst, 1996 : Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochem. Cycles*, **10** (1), 23–41, doi : 10.1029/95GB02925. Cité p. 19.
- Ludwig, W. et J.-L. Probst, 1998 : River sediment discharge to the oceans ; present-day controls and global budgets. *Am. J. Sci.*, **298** (4), 265–295. Cité pages 17, 55, and 56.
- Luo, W., L. Su, N. J. Craig, F. Du, C. Wu, et H. Shi, 2019 : Comparison of microplastic pollution in dif-

- ferent water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environ. Pollut.*, doi :10.1016/j.envpol.2018.11.081. Cité pages 31 and 39.
- Macias, D., A. Cózar, E. Garcia-Gorriz, D. González-Fernández, et A. Stips, 2019 : Surface water circulation develops seasonally changing patterns of floating litter accumulation in the Mediterranean Sea. A modelling approach. *Mar. Pollut. Bull.*, **149** (September), 110619, doi :10.1016/j.marpolbul.2019.110619, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110619>. Cité pages 70, 99, 106, 111, 137, 139, and 140.
- Maes, C., B. Blanke, et E. Martinez, 2016 : Origin and fate of surface drift in the oceanic convergence zones of the eastern Pacific. *Geophys. Res. Lett.*, **43** (7), 3398–3405, doi :<https://doi.org/10.1002/2016GL068217>, <https://doi.org/10.1002/2016GL068217>. Cité p. 23.
- Maes, C., N. Grima, B. Blanke, É. Martínez, T. Paviet-Salomon, et T. Huck, 2018 : A surface super-convergence pathway connecting the South Indian Ocean to the subtropical South Pacific gyre. *Geophys. Res. Lett.*, **45** (4), 1915–1922. Cité pages 23 and 61.
- Mani, T., A. Hauk, U. Walter, et P. Burkhardt-Holm, 2015 : Microplastics profile along the Rhine River. *Sci. Rep.*, **5** (December), 1–7, doi :10.1038/srep17988. Cité pages 15, 18, 39, and 75.
- Mansui, J., G. Darmon, T. Ballerini, O. V. Canneyt, Y. Ourmieres, et C. Miaud, 2020 : Predicting marine litter accumulation patterns in the Mediterranean basin : spatio-temporal variability and comparison with empirical data. *Prog. Oceanogr.*, 102268, doi :10.1016/j.pocean.2020.102268, <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102268>. Cité pages 70, 106, 111, 112, 125, 137, 139, and 140.
- Mansui, J., A. Molcard, et Y. Ourmieres, 2015 : Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin. *Mar. Pollut. Bull.*, **91** (1), 249–257, doi :10.1016/j.marpolbul.2014.11.037, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.037>. Cité pages 70, 106, 111, 112, 137, 139, and 140.
- Marine Pollution Bulletin, 1971 : Elastic band pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, **2** (11), 165, doi :[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(71\)90166-4](https://doi.org/10.1016/0025-326X(71)90166-4), <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0025326X71901664>. Cité p. 10.
- Marsaleix, P., F. Auclair, T. Duhaut, C. Estournel, C. Nguyen, et C. Ulses, 2012 : Alternatives to the Robert-Asselin filter. *Ocean Model.*, **41**, 53–66, doi :10.1016/j.ocemod.2011.11.002. Cité pages 71, 76, and 106.
- Marsaleix, P., F. Auclair, et C. Estournel, 2006 : Considerations on open boundary conditions for regional and coastal ocean models. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, **23** (11), 1604–1613, doi :10.1175/JTECH1930.1. Cité p. 83.
- Marsaleix, P., F. Auclair, et C. Estournel, 2009 : Low-order pressure gradient schemes in sigma coordinate models : The seamount test revisited. *Ocean Model.*, **30** (2-3), 169–177, doi :10.1016/j.ocemod.2009.06.011, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocemod.2009.06.011>. Cité pages 71, 76, and 106.
- Marsaleix, P., F. Auclair, C. Estournel, C. Nguyen, et C. Ulses, 2011 : An accurate implementation of the compressibility terms in the equation of state in a low order pressure gradient scheme for sigma coordinate ocean models. *Ocean Model.*, **40** (1), 1–13, doi :<https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2011.07.004>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1463500311001235>. Cité pages 71, 76, and 106.
- Marsaleix, P., F. Auclair, J. W. Floor, M. J. Herrmann, C. Estournel, I. Pairaud, et C. Ulses, 2008 : Energy conservation issues in sigma-coordinate free-surface ocean models. *Ocean Model.*, **20** (1), 61–89, doi :10.1016/j.ocemod.2007.07.005. Cité pages 71, 76, and 106.
- Martin, J.-M. et M. Meybeck, 1979 : Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Mar. Chem.*, **7** (3), 173–206. Cité p. 54.
- Martinez, E., K. Maamaatuaiahutapu, et V. Taillandier, 2009 : Floating marine debris surface drift : Convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Mar. Pollut. Bull.*, **58** (9), 1347–1355, doi :<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.022>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X09001787>. Cité p. 22.
- Maximenko, N., J. Hafner, M. Kamachi, et A. MacFadyen, 2018 : Numerical simulations of debris drift from the Great Japan Tsunami of 2011 and their verification with observational reports. *Mar. Pollut. Bull.*, **132**, 5–25, doi :<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.056>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X18302200>. Cité p. 26.
- Maximenko, N., J. Hafner, et P. Niiler, 2012 : Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Mar. Pollut. Bull.*, **65** (1-3), 51–62, doi :10.1016/j.marpolbul.2011.04.016, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016>. Cité pages 22, 24, 31, 70, 89, and 106.
- Maximenko, N. A., O. V. Melnichenko, P. P. Niiler, et H. Sasaki, 2008 : Stationary mesoscale jet-like features in the ocean. *Geophys. Res. Lett.*, **35** (8), doi :<https://doi.org/10.1029/2008GL033267>, <https://doi.org/10.1029/2008GL033267>. Cité p. 23.
- McAdam, R. et E. van Sebille, 2018 : Surface connectivity and interocean exchanges from drifter-based transition matrices. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **123** (1), 514–532. Cité p. 61.
- McCormick, A., T. J. Hoellein, S. A. Mason, J. Schlupe, et J. J. Kelly, 2014 : Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environ. Sci. Technol.*, **48** (20), 11863–11871, doi :10.1021/es503610r. Cité pages 18 and 39.
- McCormick, A. R., M. G. London, J. Hittie, T. J. Hoellein, J. W. Scott, et J. J. Kelly, 2016 : Microplastic in surface waters of urban rivers : concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosp-*

- phere, **7** (11), e01 556, doi :10.1002/ecs2.1556. Cité pages 18 and 39.
- McWilliams, J. C., 2019 : A survey of submesoscale currents. *Geosci. Lett.*, **6** (1), 1–15, doi : 10.1186/s40562-019-0133-3, <https://doi.org/10.1186/s40562-019-0133-3>. Cité p. 23.
- McWilliams, J. C. et J. M. Restrepo, 1999 : The Wave-Driven Ocean Circulation. *J. Phys. Oceanogr.*, **29** (10), 2523–2540, doi :10.1175/1520-0485(1999)029<2523:TWDOC>2.0.CO;2, https://journals.ametsoc.org/view/journals/phoc/29/10/1520-0485f_1999f_029f_2523f_twdocf_2.0.co_f_2.xml. Cité pages 25 and 113.
- Meybeck, M., L. Laroche, H. H. Dürr, et J. P. M. Syvitski, 2003 : Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. *Glob. Planet. Change*, **39** (1-2), 65–93. Cité p. 54.
- Michaud, H., 2011 : Impacts des vagues sur les courants marins : Modélisation multi-échelle de la plage au plateau continental. Montpellier 2. Cité p. 112.
- Michaud, H., P. Marsaleix, Y. Leredde, C. Estournel, F. Bourrin, F. Lyard, C. Mayet, et F. Ardhuin, 2012 : Three-dimensional modelling of wave-induced current from the surf zone to the inner shelf. *Ocean Sci.*, **8** (4), 657–681, doi :10.5194/os-8-657-2012. Cité p. 113.
- Mikolajczak, G., et al., 2020 : Impact of storms on residence times and export of coastal waters during a mild autumn/winter period in the Gulf of Lion. *Cont. Shelf Res.*, **207** (May), doi :10.1016/j.csr.2020.104192. Cité p. 112.
- Miller, R. Z., A. J. Watts, B. O. Winslow, T. S. Galloway, et A. P. Barrows, 2017 : Mountains to the sea : River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Mar. Pollut. Bull.*, **124** (1), 245–251, doi :10.1016/j.marpolbul.2017.07.028. Cité pages 15 and 39.
- Millot, C. et I. Taupier-Letage, 2005 : Circulation in the Mediterranean Sea : Updated description and schemas of the circulation of the water masses in the whole Mediterranean Sea. *Handb. Environ. Chem. Chem.*, **5**, 29–66, doi : 10.1007/b107143, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/b107143>. Cité pages 29 and 30.
- Mohamed Nor, N. H. et J. P. Obbard, 2014 : Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.*, **79** (1), 278–283, doi :<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X13007261>. Cité p. 14.
- Moore, C., G. Lattin, et A. Zellers, 2011 : Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Rev. Gestão Costeira Integr.*, **11** (1), 65–73, doi :10.5894/rgci194. Cité pages 17, 37, 38, and 39.
- Moore, C. J., 2008 : Synthetic polymers in the marine environment : A rapidly increasing, long-term threat. *Environ. Res.*, **108** (2), 131–139, doi :<https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001393510800159X>. Cité pages 12 and 71.
- Moore, C. J., G. L. Lattin, et A. F. Zellers, 2005 : Density of plastic particles found in zooplankton trawls from coastal waters of California to the North Pacific Central Gyre. *Plast. debris rivers to sea Conf. Redon. beach, california, USA*. Cité p. 17.
- Moore, C. J., S. L. Moore, M. K. Leecaster, et S. B. Weisberg, 2001 : A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.*, **42** (12), 1297–1300, doi : [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X), <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X0100114X>. Cité p. 13.
- Morét-Ferguson, S., K. L. Law, G. Proskurowski, E. K. Murphy, E. E. Peacock, et C. M. Reddy, 2010 : The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, **60** (10), 1873–1878, doi :10.1016/j.marpolbul.2010.07.020. Cité pages 12, 34, and 73.
- Morritt, D., P. V. Stefanoudis, D. Pearce, O. A. Crimmen, et P. F. Clark, 2014 : Plastic in the Thames : A river runs through it. *Mar. Pollut. Bull.*, **78** (1-2), 196–200, doi :10.1016/J.MARPOLBUL.2013.10.035, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X13006565?via%3Dihub>. Cité p. 17.
- Napper, I. E. et R. C. Thompson, 2016 : Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines : Effects of fabric type and washing conditions. *Mar. Pollut. Bull.*, **112** (1), 39–45, doi :<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16307639>. Cité p. 13.
- Nizzetto, L., G. Bussi, M. N. Futter, D. Butterfield, et P. G. Whitehead, 2016 : A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environ. Sci. Process. Impacts*, **18** (8), 1050–1059, doi : 10.1039/c6em00206d. Cité p. 81.
- Ocean Conservancy, 2018 : Building a Clean Swell - Report. Tech. rep., International Coastal Cleanup, 28 pp. <https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2018/07/Building-A-Clean-Swell.pdf>. Cité p. 7.
- Onink, V., D. Wichmann, P. Delandmeter, et E. van Sebille, 2019 : The Role of Ekman Currents, Geostrophy, and Stokes Drift in the Accumulation of Floating Microplastic. *J. Geophys. Res. Ocean.*, **124** (3), 1474–1490, doi :10.1029/2018JC014547. Cité pages 22 and 25.
- OSPAR, 2010 : Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR Maritime Area. *OSPAR Comm.*, **1**, 84. Cité p. 9.
- Ourmieres, Y., J. Mansui, A. Molcard, F. Galgani, et I. Poitou, 2018 : The boundary current role on the transport and stranding of floating marine litter : The French Riviera case. *Cont. Shelf Res.*, **155**, 11–20, doi :10.1016/j.csr.2018.01.010, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0278434317303205>. Cité pages 34 and 127.

- Parslow, J. L. F. et D. J. Jefferies, 1972 : Elastic thread pollution of puffins. *Mar. Pollut. Bull.*, **3** (3), 43–45, doi :[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(72\)90142-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(72)90142-7), <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0025326X72901427>. Cité p. 10.
- Pedlosky, J., 1987 : *Geophysical fluid dynamics*, Vol. 710. Springer. Cité p. 22.
- Pedrotti, M. L., et al., 2016 : Changes in the floating plastic pollution of the mediterranean sea in relation to the distance to land. *PLoS One*, **11** (8), 1–14, doi :10.1371/journal.pone.0161581. Cité pages 72, 125, and 126.
- Peng, G., B. Zhu, D. Yang, L. Su, H. Shi, et D. Li, 2017 : Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environ. Pollut.*, **225**, 283–290, doi :10.1016/j.envpol.2016.12.064, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>. Cité p. 102.
- Peng, X., et al., 2018 : Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspect. Lett.*, 1–5, doi :10.7185/geochemlet.1829, <http://www.geochemicalperspectivesletters.org/article1829>. Cité pages 1 and 13.
- Pham, C. K., et al., 2014 : Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLoS One*, **9** (4), doi :10.1371/journal.pone.0095839. Cité pages 11 and 28.
- Philandras, C. M., P. T. Nastos, J. Kapsomenakis, K. C. Douvis, G. Tselioudis, et C. S. Zerefos, 2011 : Long term precipitation trends and variability within the Mediterranean region. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, **11** (12), 3235–3250, doi :10.5194/nhess-11-3235-2011. Cité pages 27 and 108.
- PlasticsEurope, 2016 : Plastics the Facts 2016. Tech. rep., PlasticsEurope, 37 pp. www.plasticseurope.de/informations, arXiv:1011.1669v3. Cité p. 8.
- PlasticsEurope, 2019 : Plastics - the Facts 2019. Tech. rep., PlasticsEurope. <https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>. Cité pages 1, 7, and 61.
- Poitou, I., 2004 : Les macrodéchets : une gestion publique empirique : étude du littoral de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Ph.D. thesis, Université de Droit, d'économie et des sciences d'Aix-Marseille,. Cité p. 28.
- Poulain, M., M. J. Mercier, L. Brach, M. Martignac, C. Routaboul, E. Perez, M. C. Desjean, et A. Ter Halle, 2019 : Small Microplastics As a Main Contributor to Plastic Mass Balance in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Environ. Sci. Technol.*, **53** (3), 1157–1164, doi :10.1021/acs.est.8b05458. Cité pages 22, 54, 61, 66, 72, 79, 102, 113, and 127.
- Rech, S., V. Macaya-Caquilpán, J. F. Pantoja, M. M. Rivadeneira, C. K. Campodónico, et M. Thiel, 2015 : Sampling of riverine litter with citizen scientists??? findings and recommendations. *Environ. Monit. Assess.*, **187** (6), doi :10.1007/s10661-015-4473-y. Cité p. 39.
- Rech, S., V. Macaya-Caquilpán, J. F. Pantoja, M. M. Rivadeneira, D. Jofre Madariaga, et M. Thiel, 2014 : Rivers as a source of marine litter - A study from the SE Pacific. *Mar. Pollut. Bull.*, doi :10.1016/j.marpolbul.2014.03.019. Cité p. 102.
- Reisser, J., et al., 2015 : The vertical distribution of buoyant plastics at sea : an observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences*, **12** (4), 1249–1256, doi :10.5194/bg-12-1249-2015, <https://bg.copernicus.org/articles/12/1249/2015/https://bg.copernicus.org/articles/12/1249/2015/bg-12-1249-2015.pdf>. Cité pages 22 and 66.
- Reoyo-Prats, B., et al., 2017 : Multicontamination phenomena occur more often than expected in Mediterranean coastal watercourses : Study case of the Têt River (France). *Sci. Total Environ.*, **579**, 10–21, doi :10.1016/j.scitotenv.2016.11.019, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.019>. Cité p. 10.
- Rétif, F., 2015 : Modélisation du niveau instantané de la mer en conditions paroxysmales : Caractérisation des contributions à différentes échelles de temps et d'espace. Ph.D. thesis, Université de Montpellier. Cité p. 112.
- Rochman, C. M., E. Hoh, T. Kurobe, et S. J. Teh, 2013a : Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci. Rep.*, **3**, 3263. Cité p. 11.
- Rochman, C. M., et al., 2013b : Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, **494** (7436), 169–171. Cité p. 11.
- Rochman, C. M., et al., 2015 : Anthropogenic debris in seafood : Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.*, **5** (September), 1–10, doi :10.1038/srep14340, <http://dx.doi.org/10.1038/srep14340>. Cité p. 11.
- Roder Green, A. L., A. Putschew, et T. Nehls, 2014 : Littered cigarette butts as a source of nicotine in urban waters. *J. Hydrol.*, **519** (PD), 3466–3474, doi :10.1016/j.jhydrol.2014.05.046, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.046>. Cité p. 11.
- Rodrigues, M., N. Abrantes, F. Gonçalves, H. Nogueira, J. Marques, et A. Gonçalves, 2018 : Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). *Sci. Total Environ.*, **633**, 1549–1559, doi :10.1016/j.scitotenv.2018.03.233, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718309926>. Cité pages 15, 37, 38, and 39.
- Ruiz-Orejón, L. F., B. Murre, R. Sardá, J. Tintoré, et J. Ramis-Pujol, 2019 : Quarterly variability of floating plastic debris in the marine protected area of the Menorca Channel (Spain). *Environ. Pollut.*, **252**, 1742–1754, doi :10.1016/j.envpol.2019.06.063. Cité p. 125.
- Ruiz-Orejón, L. F., R. Sardá, et J. Ramis-Pujol, 2016 : Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea. *Mar. Environ. Res.*, **120**, 136–144, doi :10.1016/j.marenvres.2016.08.001, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113616301325?via%3Dihubhttp>

- [//linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141113616301325](https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141113616301325). Cité pages 31, 34, 125, and 127.
- Ruiz-Orejón, L. F., R. Sardá, et J. Ramis-Pujol, 2018 : Now, you see me : High concentrations of floating plastic debris in the coastal waters of the Balearic Islands (Spain). *Mar. Pollut. Bull.*, **133 (June)**, 636–646, doi :10.1016/j.marpolbul.2018.06.010, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.010>. Cité pages 125 and 126.
- Ryan, P. G., 2015 : How quickly do albatrosses and petrels digest plastic particles? *Environ. Pollut.*, **207**, 438–440. Cité p. 75.
- Sadaoui, M., 2017 : Variabilité et évolution des apports de matières en suspension dans la zone côtière : approche multi-échelle dans le bassin de la Méditerranée. Ph.D. thesis, UNIVERSITE DE PERPIGNAN VIA DOMITIA. Cité p. 27.
- Sadaoui, M., W. Ludwig, F. Bourrin, et E. Romero, 2018 : The impact of reservoir construction on riverine sediment and carbon fluxes to the Mediterranean Sea. *Prog. Oceanogr.*, **163 (July)**, 94 – 111, doi : 10.1016/j.pocean.2017.08.003, <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2017.08.003>. Cité pages 28, 84, 107, 108, 109, and 110.
- Sadri, S. S. et R. C. Thompson, 2014 : On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.*, **81 (1)**, 55–60, doi :10.1016/j.marpolbul.2014.02.020, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>. Cité pages 17, 39, and 74.
- Sammari, C., C. Millot, I. Taupier-Letage, A. Stefani, et M. Brahim, 1999 : Hydrological characteristics in the TunisiaSardiniaSicily area during spring 1995. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, **46 (10)**, 1671–1703. Cité p. 92.
- Savoca, M. S., C. W. Tyson, M. McGill, et C. J. Slager, 2017 : Odours from marine plastic debris induce food search behaviours in a forage fish. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, **284 (1860)**, 20171000, doi :10.1098/rspb.2017.1000, <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1000>. Cité p. 11.
- Schmidt, C., T. Krauth, et S. Wagner, 2017 : Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environ. Sci. Technol.*, **51 (21)**, 12246–12253, doi : 10.1021/acs.est.7b02368. Cité pages 2, 19, 20, 34, 35, 37, 38, 48, 50, 51, 52, 53, 55, 65, and 109.
- Schmidt, L. K., M. Bochow, H. K. Imhof, et S. E. Oswald, 2018a : Multi-temporal surveys for microplastic particles enabled by a novel and fast application of SWIR imaging spectroscopy Study of an urban watercourse traversing the city of Berlin, Germany. *Environ. Pollut.*, **239**, 579–589, doi :10.1016/j.envpol.2018.03.097, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.097>. Cité pages 15 and 39.
- Schmidt, N., D. Thibault, F. Galgani, A. Paluselli, et R. Sempéré, 2018b : Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Prog. Oceanogr.*, **163 (0079-6611)**, 214 – 220, doi :10.1016/j.pocean.2017.11.010, <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2017.11.010>. Cité p. 125.
- Schroeder, K., et al., 2012 : Circulation of the Mediterranean Sea and its variability. *Clim. Mediterr. Reg. Ed. by Lionello, P., Elsevier*, 187–256. Cité p. 109.
- Schwarz, A. E., T. N. Lighthart, E. Boukris, et T. van Harmelen, 2019 : Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments : A review study. *Mar. Pollut. Bull.*, **143 (March)**, 92–100, doi :10.1016/j.marpolbul.2019.04.029, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.029>. Cité p. 66.
- Siegfried, M., A. A. Koelmans, E. Besseling, et C. Kroeze, 2017 : Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Res.*, **127**, 249–257, doi :10.1016/j.watres.2017.10.011, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.011>. Cité pages 19, 20, and 48.
- Simon-Sánchez, L., M. Grelaud, J. Garcia-Orellana, et P. Ziveri, 2019 : River Deltas as hotspots of microplastic accumulation : The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Sci. Total Environ.*, **687**, 1186–1196, doi :10.1016/j.scitotenv.2019.06.168, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168>. Cité pages 39, 71, 75, and 108.
- Small, C. et R. J. Nicholls, 2003 : A global analysis of human settlement in coastal zones. *J. Coast. Res.*, 584–599. Cité p. 19.
- Soto-Navarro, J., G. Jordá, S. Deudero, C. Alomar, Á. Amores, et M. Compa, 2020 : 3D hotspots of marine litter in the Mediterranean : A modeling study. *Mar. Pollut. Bull.*, **155 (April)**, 111159, doi :10.1016/j.marpolbul.2020.111159, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111159>. Cité pages 70, 89, 102, 106, 108, 111, 112, 137, and 146.
- Stanev, E. V. et M. Ricker, 2019 : The Fate of Marine Litter in Semi-Enclosed Seas : A Case Study of the Black Sea. *Front. Mar. Sci.*, **6 (October)**, 1–16, doi :10.3389/fmars.2019.00660. Cité pages 89 and 114.
- Stokes, G. G., 1847 : On the theory of oscillatory waves. Vol 8, 441455. *Trans. Cambridge Philos. Soc.). Repr. Math. Phys. Pap.*, **1**, 314–326. Cité p. 24.
- Stokes, G. G., 1851 : *On the effect of the internal friction of fluids on the motion of pendulums*, Vol. 9. Pitt Press Cambridge. Cité p. 80.
- Suaria, G., et al., 2016 : The Mediterranean Plastic Soup : Synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Sci. Rep.*, **6**, 1–10, doi :10.1038/srep37551. Cité pages 31, 125, 126, and 127.
- Sundt, P., P.-E. Schultze, et F. Syversen, 2014 : Sources of microplastic- pollution to the marine environment. Tech. Rep. M-321|2015, mepex, pp. 86 pp. doi : M-321|2015. Cité pages 9, 13, and 20.
- Tan, X., X. Yu, L. Cai, J. Wang, et J. Peng, 2019 : Microplastics and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beiji River, China. *Chemosphere*, 834–840, doi :10.1016/j.chemosphere.2019.01.022, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.022>. Cité pages 18,

- 39, and 75.
- Tchernia, P., 1978 : *Océanographie régionale : description physique des océans et des mers*. Centre d'édition et de documentation de l'École nationale supérieure de Cité p. 27.
- Tekman, M., L. Gutow, A. Macario, A. Haas, A. Walter, et M. Bergmann, 2020 : Litterbase. <https://litterbase.awi.de/litter>. Cité p. 10.
- Ter Halle, A., et al., 2016 : Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.*, **50** (11), 5668–5675, doi :10.1021/acs.est.6b00594. Cité pages 34, 66, 72, and 148.
- Testor, P., K. Béranger, et L. Mortier, 2005 : Modeling the deep eddy field in the southwestern Mediterranean : The life cycle of Sardinian eddies. *Geophys. Res. Lett.*, **32** (13), doi :<https://doi.org/10.1029/2004GL022283>, <https://doi.org/10.1029/2004GL022283>. Cité p. 29.
- The Mediterranean Wetlands Observatory, 2018 : Outlook 2 : Solutions for sustainable Mediterranean Wetlands. Tech. rep., Tour du Valat, France. Cité p. 147.
- The MerMex Group, 2011 : Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Prog. Oceanogr.*, **91** (2), 97–166, doi :10.1016/J.POCEAN.2011.02.003, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0079661111000188>. Cité pages 26, 29, and 30.
- Thiel, M., I. A. Hinojosa, L. Miranda, J. F. Pantoja, M. M. Rivadeneira, et N. Vásquez, 2013 : Anthropogenic marine debris in the coastal environment : a multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Mar. Pollut. Bull.*, **71** (1-2), 307–316. Cité p. 99.
- Thomas, L. N., A. Tandon, et A. Mahadevan, 2008 : Submesoscale Processes and Dynamics. *Ocean Model. an Eddying Regime*, 17–38, doi :<https://doi.org/10.1029/177GM04>, <https://doi.org/10.1029/177GM04>. Cité p. 23.
- Thompson, R. C., Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. G. John, D. McGonigle, et A. E. Russell, 2004 : Supporting material : Lost at sea : where is all the plastic? *Science*, **304** (5672), 838, doi :10.1126/science.1094559, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15131299>. Cité pages 12, 17, and 66.
- Thorpe, S. A., 2004 : Langmuir circulation. *Annu. Rev. Fluid Mech.*, **36** (1), 55–79, doi :10.1146/annurev.fluid.36.052203.071431, <https://doi.org/10.1146/annurev.fluid.36.052203.071431>. Cité p. 25.
- Tolman, H. L., 2009 : User manual and system documentation of WAVEWATCH III TM version 3.14. *Tech. note, MMAB Contrib.*, **276**, 220. Cité pages 106 and 112.
- UNEP, 2014 : Valuing plastics : Business case for measuring, managing and disclosing plastic use in the consumer goods industry. Tech. rep., UNEP. Cité p. 11.
- UNEP, 2015 : *Evaluation des déchets marins en Méditerranée Evaluation des déchets marins en Méditerranée*. UNEP. Cité p. 28.
- UNEP & GRID-Arendal, 2016 : Marine Litter Vital Graphics. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal. Tech. rep., UNEP, 60 pp. www.unep.org. Cité pages 2, 9, and 28.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2014 : Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States. Tech. Rep. February, US EPA. Cité p. 8.
- van der Hal, N., A. Ariel, et D. L. Angel, 2017 : Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, **116** (1-2), 151–155, doi :10.1016/J.MARPOLBUL.2016.12.052, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16310566?via%3Dihub>. Cité p. 125.
- van der Wal, M., M. van der Meulen, G. Tweehuisen, M. Peterlin, A. Palatinus, M. K. Virsek, L. Coscia, et A. Krzan, 2015 : Identification and assessment of riverine input of (marine) litter. Tech. Rep. April, European Commission, 186 pp. Cité pages 18, 37, 38, 39, 74, 75, 76, and 108.
- van Sebille, E., L. M. Beal, et W. E. Johns, 2011 : Advective Time Scales of Agulhas Leakage to the North Atlantic in Surface Drifter Observations and the 3D OFES Model. *J. Phys. Oceanogr.*, **41** (5), 1026–1034, doi :10.1175/2011JPO4602.1, <https://journals.ametsoc.org/view/journals/phoc/41/5/2011jpo4602.1.xml>. Cité p. 23.
- van Sebille, E., et al., 2015 : A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.*, **10** (12), 124006, doi :10.1088/1748-9326/10/12/124006, <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>. Cité pages 2, 14, 24, 34, 61, 65, 70, and 106.
- van Sebille, E., et al., 2018 : Lagrangian ocean analysis : Fundamentals and practices. *Ocean Model.*, **121** (October 2017), 49–75, doi :10.1016/j.ocemod.2017.11.008. Cité p. 90.
- van Sebille, E., et al., 2020 : The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environ. Res. Lett.*, **15** (2), doi :10.1088/1748-9326/ab6d7d. Cité pages 20, 21, 23, 24, 99, 112, and 113.
- van Wijnen, J., A. M. Ragas, et C. Kroeze, 2019 : Modelling global river export of microplastics to the marine environment : Sources and future trends. *Sci. Total Environ.*, **673**, 392–401, doi :10.1016/j.scitotenv.2019.04.078, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.078>. Cité pages 20 and 48.
- Veiga, J., et al., 2016 : Identifying sources of marine litter. Tech. Rep. January 2017, JRC European Commission, 41 pp. doi :10.2788/018068. Cité p. 8.
- Vermaire, J. C., C. Pomeroy, S. M. Herczegh, O. Haggart, et M. Murphy, 2017 : Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *Facets*, **2** (1), 301–314, doi :10.1139/facets-2016-0070.

- Cité p. 39.
- Vianello, A., F. Acrib, F. B. Aubryb, A. Boldrinb, E. Camattib, L. D. Da Rosa, T. Marcetac, et V. Moschino, 2015 : Occurrence and distribution of floating microplastics in the North Adriatic Sea : preliminary results. *MICRO*. Cité p. 39.
- Vianello, A., L. Da Ros, A. Boldrin, T. Marceta, et V. Moschino, 2018 : First evaluation of floating microplastics in the Northwestern Adriatic Sea. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **25** (28), 28 546–28 561, doi : 10.1007/s11356-018-2812-6. Cité pages 125 and 126.
- Vousdoukas, M. I., R. Ranasinghe, L. Mentaschi, T. A. Plomaritis, P. Athanasiou, A. Luijendijk, et L. Feyen, 2020 : Sandy coastlines under threat of erosion. *Nat. Clim. Chang.*, **10** (3), 260–263, doi :10.1038/s41558-020-0697-0, <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-020-0697-0>. Cité pages 139 and 148.
- Waldschläger, K. et H. Schüttrumpf, 2019 : Effects of Particle Properties on the Settling and Rise Velocities of Microplastics in Freshwater under Laboratory Conditions. *Environ. Sci. Technol.*, **53** (4), 1958–1966, doi :10.1021/acs.est.8b06794. Cité pages 70, 81, and 82.
- Wang, W., A. W. Ndungu, Z. Li, et J. Wang, 2017 : Microplastics pollution in inland freshwaters of China : A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.*, **575**, 1369–1374, doi :10.1016/j.scitotenv.2016.09.213, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>. Cité pages 15 and 39.
- Watkins, L., S. McGrattan, P. J. Sullivan, et M. T. Walter, 2019 : The effect of dams on river transport of microplastic pollution. *Sci. Total Environ.*, **664**, 834–840, doi :10.1016/j.scitotenv.2019.02.028, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.028>. Cité pages 18 and 39.
- Watts, A. J. R., A. Porter, N. Hembrow, J. Sharpe, T. S. Galloway, et C. Lewis, 2017 : Through the sands of time : Beach litter trends from nine cleaned north cornish beaches. *Environ. Pollut.*, **228**, 416–424, doi :<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.016>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117303123>. Cité p. 12.
- Webb, A. et B. Fox-Kemper, 2015 : Impacts of wave spreading and multidirectional waves on estimating Stokes drift. *Ocean Model.*, **96**, 49–64, doi :<https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2014.12.007>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1463500314001942>. Cité p. 24.
- Woodall, L. C., et al., 2014 : The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R. Soc. Open Sci.*, **1** (4), 140 317–140 317, doi :10.1098/rsos.140317, <http://rsos.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rsos.140317>. Cité pages 13, 34, 66, and 74.
- World Bank, 2010 : The World Bank Annual Report. Tech. rep., Washington, DC. © World Bank. doi :<https://doi.org/10.1596/978-0-8213-8376-6>, <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/5906>License:CCBY3.OIGO. Cité p. 49.
- Xiong, X., C. Wu, J. J. Elser, Z. Mei, et Y. Hao, 2019 : Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River From inland to the sea. *Sci. Total Environ.*, **659**, 66–73, doi : 10.1016/j.scitotenv.2018.12.313, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.313>. Cité pages 18, 39, 54, 67, 71, and 74.
- Xu, Z. et A. J. Bowen, 1994 : Wave- and wind-driven flow in water of finite depth. *J. Phys. Oceanogr.*, **24** (9), 1850–1866, doi :10.1175/1520-0485(1994)024<1850:wawdfi>2.0.co;2. Cité p. 113.
- Yan, M., H. Nie, K. Xu, Y. He, Y. Hu, Y. Huang, et J. Wang, 2019 : Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere*, **217**, 879–886, doi :10.1016/j.chemosphere.2018.11.093, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.093>. Cité p. 39.
- Yonkos, L. T., E. A. Friedel, A. C. Perez-Reyes, S. Ghosal, et C. D. Arthur, 2014 : Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A. *Environ. Sci. Technol.*, **48** (July), 14 195–14 202, doi : 10.1021/es5036317. Cité pages 12, 15, 18, 37, 38, and 39.
- Zambianchi, E., I. Iermano, G. Suaria, et S. Aliani, 2014 : Marine litter in the Mediterranean Sea : an oceanographic perspective. *Mar. litter Mediterr. Black Seas CIESM Work. Monogr.*, 31–41. Cité p. 26.
- Zambianchi, E., M. Trani, et P. Falco, 2017 : Lagrangian Transport of Marine Litter in the Mediterranean Sea. *Front. Environ. Sci.*, **5** (February), 1–15, doi :10.3389/fenvs.2017.00005, <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2017.00005/full>. Cité p. 106.
- Zayen, A., S. Sayadi, C. Chevalier, M. Boukthir, S. B. Ismail, et M. Tedetti, 2020 : Microplastics in surface waters of the Gulf of Gabes, southern Mediterranean Sea : Distribution, composition and influence of hydrodynamics. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 106832, doi :10.1016/j.ecss.2020.106832, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106832>. Cité p. 125.
- Zeri, C., et al., 2018 : Floating plastics in Adriatic waters (Mediterranean Sea) : From the macro- to the micro-scale. *Mar. Pollut. Bull.*, **136**, 341–350, doi : 10.1016/j.marpolbul.2018.09.016. Cité p. 125.
- Zettler, E. R., T. J. Mincer, et L. A. Amaral-Zettler, 2013 : Life in the Plastisphere : Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environ. Sci. Technol.*, **47** (13), 7137–7146, doi :10.1021/es401288x, <https://doi.org/10.1021/es401288x>. Cité pages 11, 12, 35, 66, and 148.
- Zhang, H., 2017 : Transport of microplastics in coastal seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **199**, 74–86, doi :10.1016/j.ecss.2017.09.032, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>. Cité p. 99.
- Zhao, J., W. Ran, J. Teng, Y. Liu, H. Liu, X. Yin, R. Cao, et Q. Wang, 2018 : Microplastic pollution in sediments from the Bohai Sea and the Yellow Sea, China. *Sci. Total Environ.*, **640-641**, 637–645, doi :<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018>.

- 05.346, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718319995>. Cité p. 31.
- Zhao, S., L. Zhu, T. Wang, et D. Li, 2014 : Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China : First observations on occurrence, distribution. *Mar. Pollut. Bull.*, **86 (1-2)**, 562–568, doi :10.1016/j.marpolbul.2014.06.032, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>. Cité pages 15, 18, 39, 51, 54, and 67.
- Zhiyao, S., W. Tingting, X. Fumin, et L. Ruijie, 2008 : A simple formula for predicting settling velocity of sediment particles. *Water Sci. Eng.*, **1 (1)**, 37–43, doi :10.1016/s1674-2370(15)30017-x, [http://dx.doi.org/10.1016/S1674-2370\(15\)30017-X](http://dx.doi.org/10.1016/S1674-2370(15)30017-X). Cité pages 70, 81, and 86.
- Zhu, L., S. Zhao, T. B. Bittar, A. Stubbins, et D. Li, 2020 : Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon : Rates and microbial impacts. *J. Hazard. Mater.*, **383**, 121065. Cité p. 34.
- Zobkov, M. et E. Esiukova, 2017 : Microplastics in Baltic bottom sediments : Quantification procedures and first results. *Mar. Pollut. Bull.*, **114 (2)**, 724–732, doi :<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.060>, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16308761>. Cité p. 15.