

Juin 2021

rapport de stage

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DES MICROPLASTIQUES EN MILIEU FLUVIAL ET ESTUARIEN

Master 2 Sciences de la Mer - Eau, Environnement, Littoral

QUENTIN MONTAUBAN

Encadrants : Lise Durantou, Damien Sous



université
de **BORDEAUX**

TABLE DES MATIÈRES

<i>Avant-propos</i> :.....	4
<i>Remerciements</i> :.....	4
ABSTRACT	5
LISTE DES ABREVIATIONS.....	7
INTRODUCTION	8
<i>A - Contexte général</i>	8
<i>C - Contexte de l'étude</i>	10
<i>D - Objectifs</i>	10
PARTIE 1 : DISCUSSION DES MÉTHODES D'ANALYSE POUR QUANTIFIER LES PARTICULES MICROPLASTIQUES EN MILIEU FLUVIAL	12
<i>I - Matériels et méthode</i>	12
<i>A - Méthode d'analyse de la NOAA</i>	12
<i>B - Les particules microplastiques étudiées</i>	13
<i>II - Résultats</i>	14
<i>A - Nature des MPs contenus dans les phases inférieures et supérieures</i>	14
<i>B - Répartition des MPs entre la phase supérieure et inférieure</i>	15
<i>III - Discussion</i>	15
<i>A - Questionnement de la représentativité des résultats obtenus par séparation par densité, associé aux solutions utilisées pour échantillonner les polymères</i>	15
<i>B - Réflexions et pistes d'améliorations appuyées sur la littérature</i>	16
<i>C - Nécessité d'une mise en place d'une méthode d'analyse standardisée des MP pour les échantillons fluviaux</i>	18
PARTIE 2 : PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DES MICROPLASTIQUES EN MILIEU FLUVIO-ESTUARIEN – ÉTUDE DES VITESSES DE REMONTÉE DE PARTICULES MICROPLASTIQUES RÉELLES.	19
<i>I - Estimation théorique de la vitesse de chute</i>	19
<i>II - Matériels et méthodes</i>	21
<i>A - Configuration expérimentale</i>	21
<i>B - Mesure des vitesses empiriques de chute/remontée, détermination des vitesses moyennes (Ws moy) et calcul des incertitudes associées.</i>	22
<i>C - Détermination de la masse et de la nature des polymères</i>	25
<i>D - Les particules microplastiques étudiées</i>	25
<i>III - Résultats</i>	25
<i>IV - Discussion</i>	29
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	33
BIBLIOGRAPHIE	34
ANNEXES :.....	39

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1: Midynet 2. A- Phase Inférieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 6 particules. B- Phase supérieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 13 MPs.....	14
Figure 2: La Pagaie Sauvage/Babylegs. A- Phase Inférieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 4 particules. B- Phase supérieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 43 MPs.....	14
Figure 3: Montage expérimental - Colonne de chute	21
Figure 4: Photo du montage expérimental.....	22
Figure 5: Schéma des mesures relatives au montage expérimental.....	23
Figure 6: Vitesses moyenne de remontées (W_r moy) des MPs en fonction de leur masse	26
Figure 7: Vitesses de remontée W_r^* (sans dimension) en fonction du diamètre des MPs d^* (sans dimension), présentées selon les travaux de Soulsby et al., 1997 (Annexe 8)	28
Figure 8: Relation entre les vitesses de remontée mesurées et le facteur de forme de Corey	30
Tableau 1: Dénombrement des MPs entre la phase supérieure (SUP) et inférieure (INF) sur les échantillons de Midynet 2.....	15

Avant-propos :

Ce travail a été réalisé dans les conditions particulières de la pandémie mondiale du Covid-19. Malheureusement cette situation a eu des répercussions sur les conditions de travail ainsi que sur les objectifs fixés en début de stage, nous obligeant à ajuster le programme de travail au fur et à mesure de l'évolution des contraintes sanitaires.

Le retard d'un mois sur l'arrivée de la colonne de chute essentielle dans la mise en place du protocole et du dispositif expérimental est l'un des contrecoups occasionnés par la situation. Par ailleurs, la zone de restriction associée aux mesures sanitaires a rendu compliqué la mise en place de campagne d'échantillonnage sur le terrain. Le manque d'échantillons a eu des répercussions au moment de constituer la base de données pour laquelle on peut lui reprocher d'être trop légère dans certains cas. Une base de données plus conséquente aurait en effet permis d'étoffer les travaux et de mener à des réflexions plus abouties.

Remerciements :

Je tiens à remercier mes encadrants Lise Durantou de « La Pagaie Sauvage », et Damien Sous de l'UPPA de m'avoir permis de réaliser ce stage de la meilleure manière possible malgré les conditions un peu particulières liées à l'épisode de Covid-19. Je les remercie pour leur sympathie, pour leurs conseils avisés et pour m'avoir accompagné pendant toute la durée de mon stage, ainsi que dans la rédaction de mon rapport que ce soit lors de nos réunions ou par écrit. L'autonomie et la liberté qu'ils m'ont accordée m'a permis d'appréhender ce stage et ce travail de manière intéressante, laissant place aux erreurs et à la réflexion.

Mes remerciements vont plus largement aux membres de l'association La Pagaie Sauvage, qui m'ont accueillie dans leur structure et fait confiance durant ce stage. Merci à Alexandre Schaal, président de l'association, ainsi que Lise pour leurs dévouements dans notre collaboration, leur bonne humeur mais également pour ces moments d'échanges qui nous ont permis d'entretenir un lien particulier tout au long de ce stage.

Je remercie aussi l'équipe scientifique de l'UFR Sciences et Techniques de la Côte Basque, Mathilde Monperrus, Laurent Lanceleur et Sabine Bossuet-Planté pour leurs implications de près ou de loin dans ce projet ainsi que pour leurs conseils et leurs petits coups de mains très appréciables lors de rebondissements inattendus.

Enfin bisous et big up à ma famille et mes ami(e)s pour leur présence et leur soutien lors de nos nombreux échanges. Leurs mots m'ont fait énormément de bien au cours de cette période d'isolement parfois compliquée.

ABSTRACT

Aquatic systems drain human pollution and, in particular microplastics (PMs). The abundance and distribution of PMs in freshwater has been barely documented and the studies generally ignore vertical structure in the water column.

A first study in collaboration with the association of “La Pagaie Sauvage” discusses the transposition of the analytical methods developed to process marine samples to the analysis of freshwater samples. The lack of method's representativeness revealed the need for a calibrated and effective method for identifying all the PMs contained in freshwater. Areas for improvement are discussed in regard to literature.

A second work focuses on understanding the predominant transport processes of PMs in watercourses, which are still largely unknown. This study is the first to look at the rising velocities of PMs in fresh water. Physical experiments were conducted in laboratory via a water column in order to understand the effects of the size, density and shape of PMs on their rising velocities. The rising velocities of 80 PMs sampled in a fluvial environment, of various shapes, sizes and densities were therefore measured. Rising velocities ranging from 0.248 ± 0.027 cm/s to 21.364 ± 2.335 cm/s were compared to equations developed for natural sediments. As discrepancies arose between theoretic formulas and experimentally determined velocities, the formulas were adapted to better describe the rising velocities of the PMs. While dynamics are well represented by the dimensionless formulation proposed by Soulsby (1997) for the settling velocities an effect of particle size, density and shape of the particle on rising velocity has hereby been demonstrated for rising velocities. This study thus showed that PMs differ significantly from sediments in regard to their behavior. Rewriting formulas describing the sediment velocity should however be treated with caution. The study finally highlighted the need to develop a reasonable parameterization of rising velocities in order to ultimately model the PMs transport in the water column.

RÉSUMÉ

Les systèmes aquatiques drainent la pollution humaine et en particulier les particules microplastiques (MPs). L'abondance et la distribution des MPs dans l'eau douce ont été à peine documentées et les études ignorent généralement la structure verticale dans la colonne d'eau.

Une première étude en collaboration avec l'association « La Pagaie Sauvage » discute de la transposition des méthodes analytiques développées pour traiter des échantillons marins à l'analyse d'échantillons d'eau douce. Le manque de représentativité de la méthode a révélé le besoin d'élaborer une méthode calibrée et efficace pour identifier toutes les MPs contenues dans les échantillons d'eau douce. Des axes d'amélioration sont discutés au regard de la littérature.

Un deuxième travail porte sur la compréhension des processus de transport prédominants des MPs dans les cours d'eau, encore largement méconnus. Cette étude est la première à s'intéresser aux vitesses de remontée des MPs dans l'eau douce. Des expériences physiques ont été menées en laboratoire dans une colonne de chute afin de comprendre les effets de la taille, de la densité et de la forme des MPs sur leurs vitesses de remontée. Les vitesses de remontée de 80 MPs échantillonnées en milieu fluvial, de formes, de tailles et de densités diverses ont donc été mesurées. Des vitesses ascendantes allant de $0,248 \pm 0,027$ cm/s à $21,364 \pm 2,335$ cm/s ont été comparées aux équations développées pour les sédiments naturels. Au vu des différences entre les formules théoriques et les vitesses déterminées expérimentalement, les formules ont été adaptées

pour mieux décrire les vitesses de remontée des MPs. La dynamique est bien représentée par la formulation adimensionnelle proposée par Soulsby (1997) pour les vitesses de chute. L'effet de la taille, de la densité et de la forme d'une particule sur la vitesse de remontée des MPs a été mis en évidence. Les travaux ont ainsi montré que le comportement des MPs diffère significativement de celui des sédiments. La réécriture des formules décrivant la vitesse des sédiments doit cependant être traitée avec prudence. Enfin, l'étude a soulevé la nécessité de développer une paramétrisation raisonnable des vitesses de remontée afin de modéliser in fine le transport des MPs dans la colonne d'eau.

LISTE DES ABREVIATIONS

CPE : chlorinated polyéthylène

EPS : polystyrène expansé

MO : matière organique

MP(s) : particule(s) microplastique(s)

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration

PA : polyamide

PAA : acide polyacrylique

PE : polyéthylène

PEHD : polyéthylène haute densité

PELD : polyéthylène basse densité

PET : polyéthylène téréphthalate

PP : polypropylène

PS : polystyrène

PUR : polyuréthane

PVC : polyvinylchloride

SPT : polytungstate de sodium

INTRODUCTION

A - Contexte général

Les déchets, notamment plastiques, sont un des problèmes majeurs de nos sociétés contemporaines où les modes de production/consommation économiques sont majoritairement linéaires engendrant une grande quantité de déchets. Les ressources utilisées dans le cadre de l'économie linéaire sont en grande partie transformées en déchets. A l'inverse, l'économie circulaire fonctionne en boucle afin de revaloriser les matières premières, se passant ainsi de la notion de « déchet ». D'après la Banque Mondiale, le monde a produit 242 millions de tonnes de déchets plastiques en 2016 (What a Waste 2.0, 2018). Alors que les débris de plastique dans le milieu marin sont largement documentés, de récentes études dont les travaux de Jambeck et al., 2015 ont mis en évidence que cette partie substantielle des débris plastiques marins provient de sources terrestres dont les rivières constituent la principale voie de transfert. Sur la base de modélisations globales, on estime les flux de plastique exportés en mer via les rivières entre 0.4 et 4 millions de tonnes par an (Lebreton et al., 2017). Par ailleurs, dans les régions du monde où les systèmes de traitement des déchets font défaut, une bonne partie de ces déchets finissent dans les milieux aquatiques par flux direct (rejet direct dans les océans) et indirect (via les cours d'eau). Par conséquent, des millions de tonnes de plastiques pénètrent dans les océans chaque année (Erkes-Medrano, Thompson, et Aldridge 2015).

Lebreton et Andrady, 2019 ont estimé que 60 et 99 millions de tonnes métriques de déchets plastiques mal gérés ont été produites dans le monde en 2015. Dans un scénario de *statu quo*, ce chiffre pourrait tripler pour atteindre 155-265 millions de tonnes métriques par an d'ici 2060. Cette estimation est corrélée aux taux de croissance démographique et d'urbanisation les plus élevés qui sont attendus sur les zones côtières avec environ 49 millions de personnes supplémentaires dans les plaines inondables côtières de faible altitude d'ici 2060 (Programme des Nations Unies pour l'Environnement, 2015). Or, l'un des facteurs de l'augmentation de la pollution plastique est l'augmentation de la population humaine (Nel et al. 2017). La croissance économique avec l'amélioration du niveau de vie est un autre facteur très important de cette augmentation de la population, car elle est le résultat de l'augmentation de la production/consommation. En résulte une production mondiale de plastiques qui est passée de 100 millions de tonnes en 1989 à 359 millions de tonnes en 2018. La production principale de plastique est destinée à 40 % aux emballages suivis de la construction à 20 % en Europe. Le polymère le plus demandé est le Polyéthylène (PE) à 30 % et représente annuellement une demande européenne de 15 millions de tonnes, en second le Polypropylène (PP) à 19 % pour 9,5 millions de tonnes. La France se place en troisième position au rang européen, derrière l'Italie et l'Allemagne, des pays avec la plus forte demande de production de plastique (PlasticEurope, The facts 2020).

Les études scientifiques récentes mettent en évidence la menace croissante que fait peser la pollution plastique sur les écosystèmes marins. En particulier, les particules microplastiques (MPs) ont été retrouvées dans une grande majorité des compartiments hydrologiques, incluant les lacs, rivières, fleuves, estuaires, sédiments fluviaux et marins, zone littorale et océan ouvert (Cocca et al. 2020 ; Andrew Wirnkor, Ebere, et Ngozi 2019 ; Cozar et al. 2014 ; Fok et Cheung 2015).

B - Connaissances actuelles sur les microplastiques : définition, sources, origine, comportement

La matrice polymère du plastique est responsable des principales propriétés du matériau. À cette matrice peuvent être ajoutés différents ensembles d'additifs ou d'adjuvants qui permettent

de modifier ses propriétés comme des pigments, des stabilisants, des plastifiants. Ces polymères constitutifs de base sont classés en deux familles ; les thermoplastiques dont le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS), le polyvinylchloride (PVC) et le polyéthylène tetrathalate (PET). Il s'agit de la famille des matières plastiques qui ramollissent lorsqu'elles sont chauffées et durcissent lorsqu'elles refroidissent. Ses caractéristiques sont réversibles. À l'inverse, les thermodurcissables comme le silicone, le polyuréthane (PUR) et l'acide polyacrylique (PAA) ne peuvent être mis en forme qu'une seule fois, les produits finis ne pourront plus être fondus sans dégradation.

Les plastiques sont largement favorisés dans leur utilisation quotidienne de part (i) leur rapport résistance/poids élevé, (ii) leur capacité à être modelé facilement, (iii) leur résistance à la dégradation physique et chimique. Cependant ces avantages à l'usage deviennent des inconvénients une fois les plastiques perdus dans la nature car ils ne se biodégradent pas, ou très lentement. En revanche, soumis aux aléas, ces débris plastiques vont se fragmenter en particules de plus petites tailles à la faveur de différents processus : physique (abrasion par le vent, vagues, hélices de bateaux, roulements, etc...), chimique (UV) et biologique (digestion par des animaux, bioturbation, biofouling, etc...).

Toutes ces actions conduisent à l'altération et à la fragmentation des macro-débris plastiques en morceaux plus petits et plus abondants appelés microplastiques (MPs). Cette appellation est employé lorsque la taille des particules plastiques est inférieure à 5 mm (dans leurs dimensions maximales) (Julienne et al., 2019) : La limite de taille entre la gamme macro et microplastiques est fixée à 5 mm. À l'heure actuelle, Il n'existe pas de consensus global sur le seuil minimal de taille des MPs. La limite inférieure varie d'une étude à l'autre (Law et Thompson 2014 ; Bergmann et al., 2015) car elle est liée aux méthodes d'échantillonnage et de traitement employées (Hidalgo-Ruz et al., 2012 ; Li et al., 2018). Certaines études placent les nanoplastiques, soit la gamme inférieure, entre 1 nm et 1 μ m (El Hadri et al., 2020). Leur faible ordre de grandeur les rend souvent indiscernables à l'œil nu et demande l'utilisation de la microscopie pour les observer (Li et al., 2018 ; Alimba et Faggio 2019).

Leur omniprésence dans l'environnement et leur capacité à se fragmenter sans être biodégradés en font une préoccupation majeure pour l'environnement. L'entrée des MPs primaires et secondaires dans l'environnement et les réservoirs /milieux/compartiments aquatiques peut se faire par voie directe, par transport via le vent, les pluies et les eaux de ruissellement ou le relargage des eaux de stations d'épuration (STEP) ainsi que l'épandage des boues de STEP. Les MPs primaires sont initialement de très petites tailles dès leurs processus de fabrication. Ils sont retrouvés dans les produits cosmétiques ou encore utilisés comme abrasifs pour les produits d'entretien (Fendall et Sewell 2009 ; Browne et al. 2015). Les MPs secondaires sont issus de la dégradation de macroplastiques fragilisés principalement par les temps d'exposition aux rayons UV. Leur dégradation dépend de multiples paramètres comme la température ambiante, le type de polymère, les additifs (Bergmann et al. 2015). Une fois répandues dans le milieu aquatique les particules plastiques, en particulier les MPs sont facilement disponibles pour les organismes marins ou ceux trouvant leur source de nourritures au niveau d'un point d'eau. Ils constituent aujourd'hui un réel enjeu en écotoxicologie. Ce sont des contaminants potentiellement nocifs, porteurs et émetteurs de nombreux polluants pouvant contaminer une partie de la biosphère en affectant par exemple le développement de certains organismes (Andra et al. 2012). Les risques pour les organismes comprennent les blessures physiologiques, l'obstruction et/ou la lésion du tube digestif,

la modification des activités d'alimentation (malnutrition), de reproduction, d'une baisse de l'immunité (Scherer et al. 2017) et responsable de cancers (cf. phtalates). D'autres études se sont intéressées aux conséquences occasionnées par l'ingestion de phtalates. Un lien a été trouvé entre l'exposition aux (i) phtalates et le développement de pathologies (Akgül et al. 2019), des problèmes de (ii) développement physiologique (Brar et al. 2010), (iii) de la fonction thyroïdienne (Andra et Makris 2012) et (iv) de la fertilité (Meeker et al. 2010). Par ailleurs, une fois ingérées par le biote marin, cela donne la capacité à ces MPs de se transférer tout au long de la chaîne alimentaire et de contaminer l'ensemble du réseau trophique.

C - Contexte de l'étude

Actuellement, les connaissances sur les MPs sont encore très éparses et inégales. On note chaque année une augmentation des études et des publications sur les MPs en milieu marin. En revanche, pour le milieu fluvial, le sujet des MPs est encore trop peu documenté. La compréhension des processus physiques contrôlant la dispersion des MPs depuis le bassin versant jusqu'aux océans demeure au centre des interrogations. Les propriétés physiques des particules qui affectent le transport, en particulier les vitesses de chute/remontée et la densité, sont très variables en fonction du type de polymère, de la forme et de la taille de la particule.

L'étude qui suit est le résultat d'une réflexion sur les propriétés physiques des microplastiques en milieu fluvial et estuarien. Elle s'oriente autour deux axes distincts mais complémentaires. Dans un premier temps, elle s'inscrit dans un travail en collaboration avec l'association « La Pagaie Sauvage », un laboratoire citoyen dont les actions résident autour de la quantification de la pollution microplastique dans les cours d'eau du territoire français en analysant des prélèvements réalisés par un réseau de surveillance citoyenne. L'apport spécifique de ce travail est de qualifier et discuter l'application d'une méthode d'analyse standardisée en milieu marin au contexte fluvial et estuarien. Dans un second temps, cette étude s'inscrit dans la continuité des travaux menés par l'Institut des Sciences Analytiques et de Physico-Chimie pour l'Environnement et les Matériaux (IPREM), une unité mixte de recherche du CNRS et de l'université de Pau et des pays de l'Adour. Il sera question de s'intéresser à la vitesse de chute/remontée des MPs en domaine fluvial sur une série d'échantillons dans le but de caractériser les propriétés physiques qui contrôlent ces vitesses.

D - Objectifs

Dans une première partie, notre objectif est d'évaluer la méthode d'analyse appliquée par la Pagaie Sauvage dans la quantification des MPs en milieu fluvial afin de mettre en lumière ses limites. Puis des améliorations seront proposés au regard de la littérature existante afin d'optimiser le protocole d'analyse. Enfin elle questionnera les enjeux qui incombent au choix d'une méthode analytique sur la représentativité des résultats obtenus.

La seconde partie s'intéressera aux vitesses de chutes et remontées des MPs. Il s'agira d'effectuer un rappel des bases hydrodynamiques et des processus de transport des particules solides dans la colonne d'eau. La production de données passera par l'élaboration et la calibration d'un modèle expérimental permettant de quantifier et d'étudier les vitesses de chutes et de remontées des MPs dans une colonne d'eau.

Nous mènerons en laboratoire une série de mesures de vitesse de chute/remontée de MPs dans une colonne d'eau afin d'estimer les propriétés d'une grande variété d'échantillons. Nous

étudierons l'impact de la forme, de la nature des polymères, et de la masse des MPs sur leurs vitesses de remontées et de chutes.

Enfin ces vitesses empiriques seront comparées avec des modèles théoriques existants afin d'évaluer la robustesse de ces derniers. Le but sera de mettre en évidence les paramètres contrôlant les vitesses de chutes/remontées ainsi que de fournir des données complémentaires qui motiveront l'élaboration de modèles plus aboutis.

PARTIE 1 : DISCUSSION DES MÉTHODES D'ANALYSE POUR QUANTIFIER LES PARTICULES MICROPLASTIQUES EN MILIEU FLUVIAL

Les travaux de La Pagaie Sauvage s'inscrivent dans un projet de laboratoire citoyen, basé sur le bénévolat et les sciences participatives. Les données récoltées permettent de créer une base de données sur la présence des MPs dans les rivières. Des prélèvements d'eau sur toute la France sont analysés par un laboratoire universitaire et compilés dans une carte interactive.

Afin d'échantillonner les MPs en rivière, La Pagaie Sauvage sollicite l'utilisation d'un système de filet Babylegs mis au point par la chercheuse Max Liboiron, professeure agrégée en géographie à l'Université Memorial de Terre-Neuve, où elle dirige le Laboratoire civique pour la recherche sur l'action environnementale (CLEAR) (Liboiron 2017). Ce dispositif a pour but d'imiter la méthode de prélèvement des particules au filet Manta avec des matériaux peu coûteux, facilement trouvables et donc accessibles aux bénévoles. Le Babylegs est composé d'un collant de bébé en maille synthétique en guise de filet, un contenant d'un diamètre de 15 cm minimum, un collier de serrage et des cordelettes (Annexe 1).

Après échantillonnage, la partie analytique est réalisée en laboratoire en suivant la méthode standardisée développée et démocratisée par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Mausra et Foster, 2015 NOAA). Cette méthode est élaborée à l'origine pour l'analyse des MPs échantillonnées en milieu marin. Cette partie discutera du choix de la méthode de la NOAA employé par La Pagaie Sauvage. Elle proposera des axes d'améliorations en suggérant des alternatives efficaces afin d'adapter la méthode au traitement des MPs échantillonnées en milieu fluvial. Enfin, une réflexion sera menée sur les risques encourus lorsque les méthodes d'analyses sont mal contrôlées.

I - Matériels et méthode

A - Méthode d'analyse de la NOAA

Les échantillons de Babylegs sont traités et analysés avec la méthode standardisée de la NOAA « Méthodes de laboratoire pour l'analyse des MPs en milieu marin : Recommandations pour quantifier les particules synthétiques dans les eaux et les sédiments » (Masura et Foster, 2015 NOAA). Après une oxydation au peroxyde d'hydrogène selon la réaction de Fenton qui n'altère pas les MPs, les échantillons sont soumis à une séparation par densité dans une solution de NaCl avant de procéder à un tri visuel des MPs. La méthode complète est détaillée ci-dessous :

Une première étape de tamisage des échantillons est réalisée pour éliminer les matières supérieures à 5 mm et inférieures à 300 µm (afin de rester dans la gamme de taille des MPs). Pour cela, les échantillons sont préalablement passés à travers un empilement de deux tamis (à mailles en acier inoxydable), de façon à récupérer la matière captée entre le tamis de 5 mm et celui de 300 µm (Annexe 2.A). Les matières solides recueillies dans le tamis de 300 µm sont transférées dans un bécher propre et sec de 500 ml. Les échantillons sont stockés à température ambiante. Après récupération de la fraction solide dans le bécher, deux réactifs sont ajoutés simultanément ; 20 ml d'une solution aqueuse de 0,05 M de Fe (II) et 20 ml de peroxyde d'hydrogène à 30 %. La solution de Fe (II) est préparée au préalable par l'ajout de 7,5 g de FeSO₄, 7H₂O (= 278,02 g/mol) à 500 ml d'eau et 3 ml d'acide sulfurique concentré. Le mélange est chauffé à 75 °C pendant 30 minutes sur une plaque chauffante sous agitation (Annexe 2.B). Dès que des bulles sont observées à la surface, le bécher est retiré de la plaque chauffante et placé sous une hotte jusqu'à ce que la réaction d'ébullition diminue. Si de la matière organique (MO) est encore visible, l'étape de l'ajout de 20 ml

supplémentaire de peroxyde d'hydrogène à 30 % et de la solution de Fe (II) est répétée, jusqu'à la digestion complète de la MO.

L'utilisation du peroxyde d'hydrogène permet l'oxydation du fer ferreux (Fe^{2+}) selon la réaction d'oxydoréduction suivante :



La formation de radicaux hydroxyles $HO \bullet$ qui est le deuxième oxydant le plus puissant présent dans la nature, va pouvoir s'attaquer à la matière organique présente dans les échantillons (Flotron et al. 2005).

Après rinçage à l'eau sous un tamis de 300 μm , l'ajout de NaCl dans la préparation permet d'augmenter la densité du mélange ce qui permet de séparer les MPs des sédiments ainsi que d'une partie de la matière organique restante. La solution doit être saturée en NaCl (~5 M NaCl) : 6 g de NaCl sont ajoutés pour 20 ml d'échantillon. Le mélange est ensuite chauffé à 75 °C jusqu'à dissolution complète du NaCl. Pour séparer les MPs, la solution est transférée dans un entonnoir en verre dont la base est momentanément obstruée à l'aide d'une pince. La solution est recouverte de papier aluminium et décante pendant 24 h (Annexe 2.C).

Dans la méthode de la NOAA, seul le surnageant est collecté afin d'être analysé. Dans cette étude, l'analyse et l'identification visuelle ont été effectuées sur l'ensemble de l'entonnoir. Le soin a été pris de séparer la phase supérieure (le surnageant) de la phase inférieure (le reste) afin de sonder la présence de MPs dans la phase inférieure de l'entonnoir non observé dans la méthode de la NOAA.

L'identification et le comptage des MPs est effectuée ici par inspection visuelle dans une boîte de pétrie à la loupe binoculaire (LEICA EZ4 4,4 :1) avec une fine pince métallique (Annexe 2.D). Une fois les particules détectées, elles sont classées par leurs couleurs, leurs formes (billes, pellets, angles, films, mousses, fibres, filaments). Les particules de polymère sont généralement faciles à distinguer des particules minérales ou végétales par un opérateur expérimenté sur la base de la brillance, de la dureté, de la rigidité et de l'absence de striation (Covernton et al. 2019).

Enfin, dans ces travaux, la méthode de la NOAA est complétée par une analyse plus fine par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (Thermo Scientific Nicolet iS20 FT-IR) afin de déterminer la nature des polymères constituant les MPs (Annexe 2.E). Le principe consiste à mesurer la diminution de l'intensité du rayonnement infra-rouge absorbée en surface par la MP en fonction de la longueur d'onde. Chaque spectre produit avec cette technique est analysé et comparé à une base de données, permettant de connaître la nature des particules étudiées. Les paramètres choisis pour cette analyse sont les suivants ; une longueur d'onde de région 7 000- 400 cm^{-1} , un seuil de détection de 0,1500 et une sensibilité de 50. Dans ces travaux seul les MPs > 1mm ont pu être analysés par le FTIR, car assez gros pour être détectés par l'appareil.

B - Les particules microplastiques étudiées

Une première partie des échantillons de MPs analysés sont issus de prélèvements réalisés au Babylegs par les bénévoles de l'association dans divers cours d'eau sur le territoire français métropolitain entre septembre 2020 et avril 2021.

Une seconde partie des échantillons microplastiques analysés est issu de la campagne de prélèvement Midynet 2 réalisée entre le 30 septembre et le 01 octobre 2020 dans la zone interne de l'estuaire de l'Adour dans le sud-ouest de la France. Les échantillons ont été prélevés en bateau à l'aide d'un chalut Manta classique pour les eaux de sub-surface (S) ainsi qu'à l'aide d'une pompe immergée pour les prélèvements près du fond (F).

II - Résultats

A - Nature des MPs contenus dans les phases inférieures et supérieures

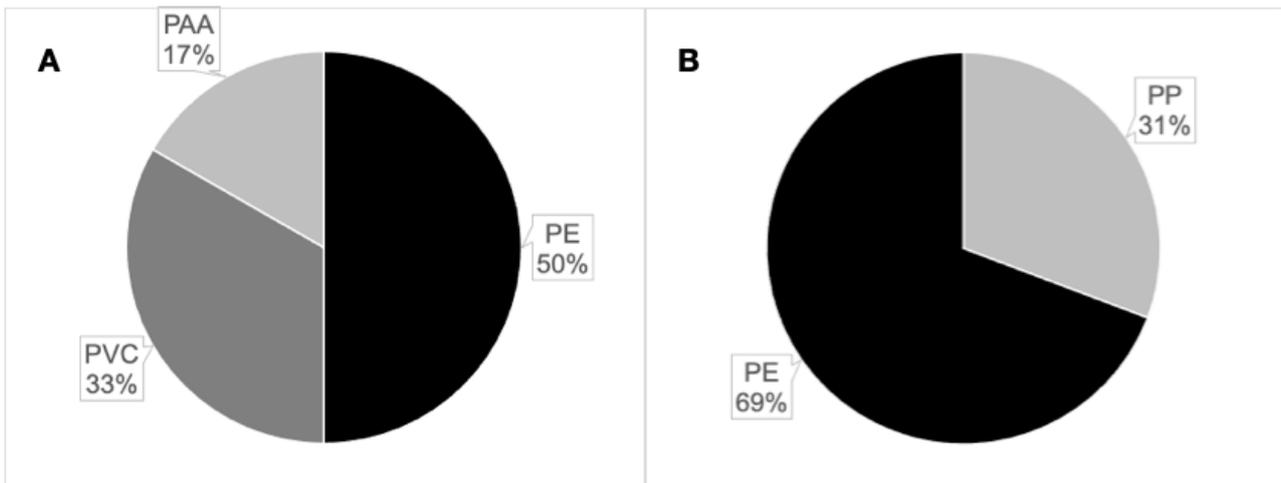


Figure 1: Midynet 2. A- Phase Inférieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 6 particules. B- Phase supérieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 13 MPs

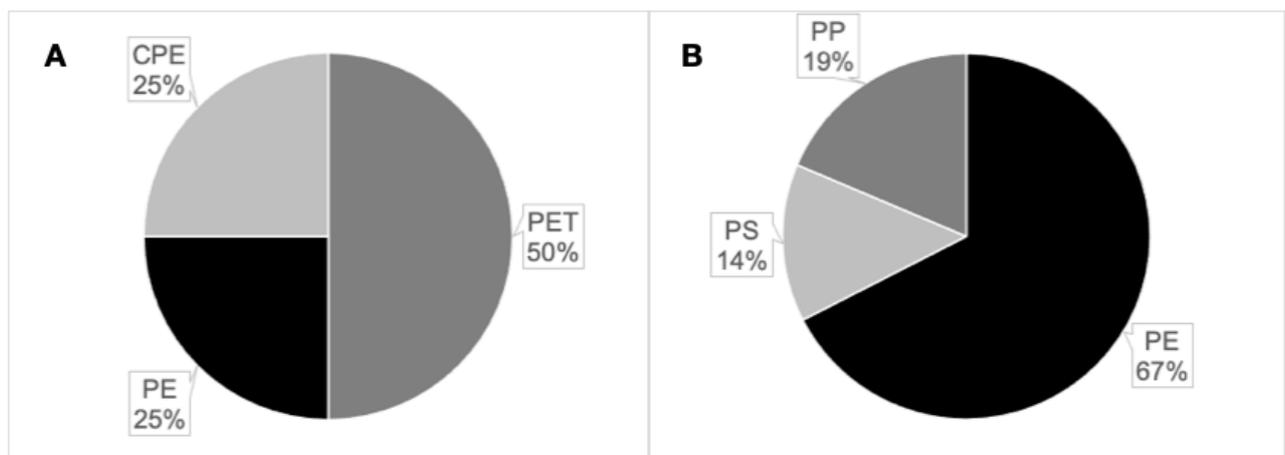


Figure 2: La Pagaie Sauvage/Babylegs. A- Phase Inférieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 4 particules. B- Phase supérieure. Nature des MPs. Réalisé sur un échantillon de 43 MPs

L'analyse au FTIR, révèle les natures des polymères qui constituent les MPs que l'on retrouve dans la phase supérieure et inférieure dans la colonne de décantation après une séparation par densité au NaCl (Figure 1 et 2). Les types de polymères que l'on retrouve dans la phase supérieure sont le PE, le PP et le EPS. Ceux contenus dans la phase inférieure sont le PE, le PET, le CPE, le PAA et le PVC. Dans les résultats le PE est le polymère le plus abondant dans la phase supérieure. C'est aussi le seul polymère que l'on retrouve dans les deux phases.

B - Répartition des MPs entre la phase supérieure et inférieure

Tableau 1: Dénombrement des MPs dans la phase supérieure (SUP) et inférieure (INF) sur les 16 échantillons de Midynet 2 (S et F)

MIDYNET 2	SUP (nb)	INF (nb)	SUP (%)	INF (%)
S1	10	10	50	50
S2	78	61	56,1	43,9
S3	3	0	100	0
S4	17	0	100	0
S5	2	10	16,7	83,3
S6	32	32	50	50
S7	19	21	47,5	52,5
S8	24	1	96	4
S9	5	27	15,6	84,4
F1	24	32	42,9	57,1
F2	20	71	22,0	78,0
F4	11	10	52,4	47,6
F5	0	3	0	100
F8	4	8	33,3	66,7
F9	175	21	89,3	10,7

III - Discussion

A - Questionnement de la représentativité des résultats obtenus par séparation par densité, associé aux solutions utilisées pour échantillonner les polymères

La méthode proposée par la NOAA, est un protocole analytique permettant la séparation par densité des MPs en milieu marin. Ce principe repose sur la différence de densité entre les polymères aux densités supposément plus faibles que celle d'une solution d'eau saturée en NaCl. Dans cette méthode, seul le surnageant est collecté avant d'être analysé visuellement sous une loupe binoculaire. La méthode de séparation par densité est aussi largement utilisée dans l'analyse des échantillons provenant des rivières (Mani et al. 2016 ; Lechner et al. 2014 ; Campanale et al. 2020). Dans ces études, les résultats obtenus montrent que les polymères les plus abondants sont le PE, le PP et le EPS dont les masses volumiques sont comprises entre 850 kg.m^{-3} et 1060 kg.m^{-3} . En comparaison, la masse volumique d'une eau saturée en NaCl est de 1200 kg.m^{-3} . L'utilisation d'une solution d'eau saturée en NaCl permet la remontée du PE, du PP et du EPS moins dense dans le surnageant. Cependant on note l'absence dans ces études de plusieurs polymères pourtant très largement consommés dans la société. Parmi eux le PET un thermoplastique dont l'usage est pourtant très répandu. Parmi les 55 millions de tonnes de polyesters produits en 2012, le polyéthylène téréphtalate représentait la part principale de cette production (Al-Sabagh et al. 2016). Ce polymère est notamment utilisé dans l'industrie agroalimentaire dans la composition des emballages jetables et des bouteilles en plastique. C'est également le cas pour PVC que l'on retrouve sous diverses formes, dans l'emballage, les tuyaux de canalisations et les revêtements de sol. Selon un rapport de Plastics Europe publié en 2017, ces plastiques de densité plus élevée représentent plus de 17% de la demande mondiale de plastique.

Une première hypothèse propose que ces polymères majoritairement recyclables entrent dans la chaîne du tri. Elle permettrait en effet d'expliquer leur absence dans la composition des MPs. Néanmoins, pour que cette hypothèse soit valide, il faut partir du principe que l'entièreté de ces plastiques consommés sont recyclés et/ou qu'il n'y ait pas de fuite dans le système, ce qui n'est pas le cas aujourd'hui en France. Selon CITEO, un organisme de la filière du tri agréé par le ministère de la transition écologique seulement « 70% des emballages ménagers sont aujourd'hui recyclés en France, dont 29% des emballages plastiques ».

Une seconde hypothèse propose que les polymères plus denses (PET et PVC) soient moins altérables que des polymères comme le EPS, le PE et le PP. Cette résistance supposée à la détérioration n'exclue pas la présence de ces plastiques dans les cours d'eau mais propose l'idée qu'ils soient sous forme de macroplastiques (>5 mm). À ce jour aucune étude ne permet d'affirmer ou d'infirmer cette hypothèse.

Une troisième hypothèse questionne la fiabilité de la méthode de séparation par densité énoncée par la NOAA dans le traitement des échantillons fluviaux. Les résultats montrent que des MPs ont été retrouvées dans la phase inférieure de la colonne de décantation (Figure 1 et 2, Table 1). La part de MPs contenues dans la phase inférieure de la colonne de décantation peut représenter jusqu'à 100% de la part totale de MPs contenues dans l'entonnoir (Table 1). Les analyses FTIR mettent en avant la présence des polymères PET, PVC mais aussi de PE et de PAA. Leurs masses volumiques respectives sont de 1,4–1,6 g.cm⁻³ pour le PET et de 1,4–1,7 g.cm⁻³ pour le PVC. La densité d'une solution d'eau saturée en NaCl est de 1,2 g.cm⁻³. Par conséquent, collecter uniquement le surnageant, comme indiqué dans la méthode de la NOAA, ne permet pas de détecter les polymères plus denses.

B - Réflexions et pistes d'améliorations appuyées sur la littérature

La méthode de la NOAA a été élaborée pour traiter les échantillons prélevés en milieu océanique. Faire un rapprochement avec le comportement des matières en suspensions (MES) en milieu fluvio-estuarien, permettrait de localiser la sédimentation des polymères plus denses que l'eau de mer dans les zones de faibles activités dynamiques (estuaire, delta). Les MPs plus lourdes sont susceptibles de se coincer dans l'estuaire, en particulier dans des conditions de faible débit faisant des estuaires de potentiels puits de MPs (Defontaine et al., 2020).

En milieu fluvial, bien que la densité de l'eau soit plus faible que celle de l'eau de mer, la colonne d'eau est souvent plus petite, l'activité dynamique y est plus forte et donc une turbulence plus importante. Cette turbulence facilite alors la remise en suspension des polymères plus denses à l'image des MES.

L'utilisation en majorité d'une solution NaCl s'explique par sa disponibilité, son faible coût et son faible impact environnemental ; cependant elle n'est pas efficace dans le traitement des échantillons fluviaux.

En se basant sur ce constat, s'intéresser aux méthodes d'analyse des MPs dans des échantillons de sédiments peut apporter des solutions effectives dans la mise en place d'une méthode d'échantillonnage pour les échantillons en milieu fluvial.

Des études récentes ont démontré que les solutions liquides denses étaient plus efficaces pour extraire les MPs des sédiments. Les travaux de Prata et al., 2019 examinent de manière critique les méthodes actuellement utilisées pour l'échantillonnage et la détection des MPs, identifiant les défauts dans la conception de l'étude et suggérant des alternatives prometteuses. L'utilisation de solutions plus denses que la solution de NaCl est présentée. Les solutions de bromure de sodium (NaBr - 1,4 g.cm⁻³), de chlorure de zinc (ZnCl - 1,5 g.cm⁻³), d'iodure de sodium (NaI - 1,6 g.cm⁻³) et de

bromure de zinc (ZnBr_2 - 1,7 g.cm³) plus dense, devraient être plus efficaces pour extraire les plastiques plus denses comme le PVC (1,4–1,7 g.cm⁻³), le PET (1,4–1,6 g.cm⁻³). Les travaux de Quinn et al., 2017 viennent soutenir cette idée en constatant que le NaCl présentait un taux de récupération <90% associé à des barres d'erreur importantes contre 99% et des barres d'erreur plus serrées pour le NaI et le ZnBr_2 (Jingyi Li et al., 2018). Par ailleurs, Nuelle et al., 2014 a rapporté que la combinaison de la fluidisation dans une solution de NaCl et de la flottation dans une solution de NaI a donné un très bon taux de récupération de 99%. Cependant ces solutions sont coûteuses et nécessitent d'être manipulées avec attention ce qui contraint à prendre des précautions supplémentaires en laboratoire. Dès lors que l'on questionne l'impact environnemental de ces solutions, le NaI sera favorisé si l'on souhaite minimiser la pollution sur l'environnement. Le ZnBr_2 et le ZnCl_2 étant quant à eux plus dangereux et néfastes.

Une autre solution peut être envisagée. Le polytungstate de sodium Na_2WO_4 (SPT), d'une densité comprise entre 1,4–1,5 g.cm⁻³, a été utilisé pendant des années pour la séparation des liquides. Récemment, il a également été utilisé comme solution de séparation par densité dans l'analyse des MPs (Corcoran et al 2015 ; Peng et al. 2017). Dans les travaux de Pagter et al., 2018, la solution de SPT est la technique de séparation la plus efficace dans l'extraction des MPs devant le NaCl (1,2 g.cm⁻³). Cette publication est la première étude à utiliser $\text{Na}_2\text{WO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ pour la séparation des liquides par densité et les résultats montrent que le SPT a nettement surpassé la méthode de séparation au NaCl avec 2,5 fois plus de MPs récupérées pour échantillons de sédiments (Pagter et al., 2018). Malgré un coût d'achat qui reste plus important que pour les autres sels, il constitue en tant que sel de séparation non toxique une alternative plus sûre que les solutions de séparation de densité plus dangereuses (ZnBr_2 , ZnCl_2 , CaCl, NaI). Ainsi, la récupération des MPs, en particulier de polymères plus lourds, peut être améliorée grâce à l'utilisation de solutions denses.

Enfin, il est important de mentionner que les eaux de rivières sont souvent plus chargées en matière organique (MO) résiduelle que les eaux océaniques. Elles constituent en effet un vecteur important du carbone organique du continent à l'océan (Mamoudou, 2008). Le processus de dégradation de cette dernière au peroxyde d'hydrogène bien que fastidieuse permet de diminuer la quantité de MO. Bien souvent elle ne permet pas d'en éliminer l'entièreté. Jusqu'ici lors de la séparation par densité avec une solution NaCl, la MO a tendance à sédimenter. En augmentant la densité de la solution, on prend donc le risque de faire remonter cette MO au niveau de l'eau surnageante, annihilant alors le principe facilitateur de la séparation par densité.

Dans ce cas l'utilisation d'un autre composé pour dégrader la matière organique peut être envisagée par l'utilisation d'acide ou d'une solution alcaline. Néanmoins, la modification et l'endommagement des MPs sont à prévoir. La digestion par procédé enzymatique est aussi une solution envisageable mais les temps de digestions sont longs et l'efficacité n'est pas forcément supérieure à celle d' H_2O_2 (Prata et al., 2019).

Aujourd'hui la méthode d'analyse qui semble le plus optimale nécessite de faire des compromis entre le choix d'une solution plus dense et l'efficacité de la digestion. Même si la digestion n'est pas totale, elle permet une meilleure visibilité et facilite le comptage visuel. De plus, la séparation par densité permet de s'affranchir de la part minérale contenue dans les échantillons. La densité de la solution utilisée dépend du type de polymère que l'on souhaite échantillonner. Une simple séparation de densité utilisant de l'eau salée suffit si la volonté est d'échantillonner certains types de polymère, comme le PE et le PP. Ce travail prospectif souligne que le choix d'une solution

plus dense que la solution au NaCl à l'image de la solution de NaI reste primordial si l'on souhaite dénombrer la totalité des MPs contenus dans un prélèvement.

C - Nécessité d'une mise en place d'une méthode d'analyse standardisée des MP pour les échantillons fluviaux

Au-delà d'une difficulté à capter les polymères plus denses, l'utilisation d'une méthode d'analyse peu efficiente pose un réel souci sur la représentativité des résultats obtenus jusqu'à ce jour. L'utilisation de NaCl dans l'analyse des MPs induit que des MPs de haute densité ne soient pas détectés, entraînant alors une sous-représentation dans les concentrations réelles de MPs. Cette sous-représentation peut amener à des valeurs erronées, ainsi leur utilisation dans le diagnostic environnemental peut s'en retrouver biaisées. Par la même occasion, il en revient de questionner l'acceptation des observations et des conclusions d'études s'appuyant sur des résultats obtenus par la méthode de séparation par densité, en particulier ceux qui concernent les prospections en zone fluviales.

Les connaissances sur les sources, le devenir et la concentration environnementale dans le temps et dans l'espace sont toujours limitées en raison des procédures analytiques laborieuses et variées actuellement utilisées. Actuellement, les groupes de recherche qui s'intéressent aux MPs peuvent avoir du mal à sélectionner une méthode d'échantillonnage et d'analyse des MPs en raison de la large gamme de choix. La sélection est à la fois basée sur l'efficacité de la séparation et le coût des matériaux.

Enfin, il est nécessaire de mentionner l'importance de la méthode et du plan d'échantillonnage non développé en détail dans ce travail. En effet comme évoqué plus haut, l'hypothèse des MPs flottantes est probablement en partie valable à grande échelle dans l'océan ouvert où la plupart des particules lourdes (type PVC et PET) auraient coulé bien au-delà de la profondeur de remise en suspension. De ce fait la structure verticale de la charge plastique ne peut certainement pas être ignorée dans les milieux côtiers, estuariens et fluviaux où l'hydrodynamique est généralement capable de maintenir en suspension des sédiments plus lourds que les polymères typiques (Forsberg et al., 2020). Se cantonner au prélèvement des eaux de surface n'est pas suffisant. Un échantillonnage de l'ensemble de la colonne d'eau semblerait plus adapté pour les milieux fluvio-estuariens à l'image de la campagne Midynet sur l'estuaire de l'Adour (Defontaine et al., 2019)

Il existe une réelle nécessité de travailler à l'élaboration d'une méthode d'analyse efficace qui permettra de détecter la totalité des MPs provenant d'échantillons fluviaux. A terme, une standardisation de la méthode d'analyse, mais aussi plus largement des classifications, des gammes et des méthodes d'échantillonnage permettrait de constituer une base de données fiables et comparatives.

PARTIE 2 : PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DES MICROPLASTIQUES EN MILIEU FLUVIO-ESTUARIEN – ÉTUDE DES VITESSES DE REMONTÉE DE PARTICULES MICROPLASTIQUES RÉELLES.

À ce jour, malgré un nombre exponentiellement croissant d'études sur les MPs en milieu marin, leurs propriétés physiques et dynamiques sont mal connues. Les vitesses de chute et/ou de remontée sont des paramètres précieux pour la simulation numérique du transport des débris microplastiques. Or les nouveaux modèles apparus sur le transport des MPs visent à représenter l'intégralité du transport, incluant les effets 3D (Jalón-Rojas et al., 2019). Il manque des données essentielles pour améliorer ces modèles, en particulier des données sur le transport vertical. Aujourd'hui, le peu d'études qui a concerné le comportement et la vitesse de sédimentation des MPs a été réalisé pour le milieu marin (Ballent et al., 2012 ; Ballent et al., 2013 ; Kowalski et al., 2016 ; Khatmullina et Isachenko, 2017). Le comportement des MPs en eau douce fluviale est encore très peu documenté. Par ailleurs, la vitesse de sédimentation de particules minérales et organiques est assez bien étudiée dans les problèmes d'hydrodynamique et de sédimentologie, à la fois théoriquement et expérimentalement. La question de l'applicabilité de ces approches aux MPs reste ouverte. Une rapide synthèse des travaux réalisés est proposé dans la suite du rapport.

Les travaux de Khatmullina et Isachenko, 2017 ont mis en évidence l'effet de la forme de la MP sur sa vitesse de sédimentation, indiquant la nécessité de nouvelles expériences avec de vraies MPs de différentes formes et la nécessité de développer une paramétrisation raisonnable des MPs se décantant pour une modélisation correcte de leur transport dans la colonne d'eau.

Il est important de noter que la plupart des travaux existants concernent les vitesses de chute, donc s'attachent à décrire des particules plus lourdes que le milieu ambiant. Les données et modèles sur les vitesses de remontée sont beaucoup plus rares. Dans le cadre de ce travail, on s'attachera en particulier à fournir des données sur cette catégorie de particules.

I - Estimation théorique de la vitesse de chute

La loi de Stokes décrit l'équilibre dynamique d'une particule sphérique en chute libre dans un fluide. Cet équilibre résulte de la balance entre trois forces : la poussée d'Archimède, le poids et la force de trainée. On peut ainsi déterminer la vitesse de chute d'une particule en appliquant le principe de la dynamique de Newton.

- La poussée d'Archimède :

$$\vec{P}_A = -\rho V \vec{g}$$

Avec ρ étant la masse volumique du fluide dans lequel la particule se situe en kg.m^{-3} , V le volume de fluide déplacé en m^3 et g étant la constante gravitationnelle et m la masse de la particule.

- La force de trainée :

$$\vec{F}_T = \frac{1}{2} \rho S C_d w_s \vec{k}$$

Avec S la surface de référence en m^2 , C_d le coefficient de trainée sans unité et W_s la vitesse de chute en m.s^{-1} . La force de trainée dépend du coefficient de trainée. Ce coefficient est difficile à calculer car il dépend de la forme de la particule. Il existe des expressions du coefficient de trainée pour des particules parfaitement sphériques ou cylindriques.

- La résultante des forces permet de calculer la vitesse d'une particule. Pour une particule sphérique la vitesse s'exprime :

$$v = \frac{2r^2 g \Delta(\rho)}{9\mu}$$

Avec g l'accélération, r le rayon de la sphère, $\Delta(\rho)$ la différence de densité entre la particule et du fluide ainsi que μ , la viscosité du fluide. La loi de Stokes permet une estimation théorique simple de la vitesse de chute, mais elle est restreinte aux particules purement sphériques chutant à de faibles vitesses. De nombreuses lois ont été proposées pour étendre le domaine de validité des paramétrisations de la vitesse de chute.

On notera désormais :

Coefficient de traînée	Sans unité	C_d
Nombre de Reynolds	Sans unité	Re
Accélération gravitationnelle	$m.s^{-2}$	g
Diamètre de la particule	m	d
Viscosité cinétique du fluide	$m.s^{-1}$	ν
Vitesse de chute	$m.s^{-1}$	w_s
Densité du fluide	$kg.m^{-3}$	ρ
Densité de la particule	$kg.m^{-3}$	ρ_s
Diamètre d'une particule	sans dimension	d_*
Longueur d'une particule cylindrique	m	L
Diamètre d'une particule cylindrique	m	D

A partir des travaux de Cheng (1997), Camenen (2007) propose une équation de la vitesse de chute (W_s pour settling velocity) prenant en compte la rondeur des particules et déduit pour chacune d'entre elles les coefficients A , B et m .

$$W_s = \frac{\nu}{d} d_*^3 \left[\left(\frac{3A}{4} \right)^{\frac{2}{m}} + \left(\frac{3B}{4} d_*^3 \right)^{\frac{1}{m}} \right]^{-\frac{m}{2}}$$

d_* définissant le diamètre d'une particule adimensionnelle tel que :

$$d_* = \left(\frac{g(s-1)}{\nu^2} \right)^{\frac{1}{3}} d$$

Avec g l'accélération (9,81 m/s) ; ν = viscosité cinématique de l'eau ; d = le diamètre médian de la particule et s = rapport des densités d'une particule et de l'eau.

Cependant ces coefficients sont généralement obtenus empiriquement et donc difficiles à utiliser de manière générique. Une expression simplifiée est proposée par Zhiyao et al., 2008 avec les coefficients $A=32,2$, $B=1,17$ et $m=1,75$:

$$W_s = \frac{\nu}{d} d_*^3 \left[38.1 + 0,93 d_*^{\frac{12}{7}} \right]^{\frac{7}{8}}$$

Dans suite de ce rapport, on cherchera à s'intéresser aux dynamiques physiques des MPs en milieu fluvio-estuarien en reprenant les travaux de (Khatmullina et Isachenko 2017). Le but de cette étude sera d'étudier la chute et/ou la remontée d'une MP dans une colonne d'eau en quantifiant sa vitesse verticale suivant sa densité, sa taille et sa forme. Ce travail passera par la calibration de la méthode qui permettra d'obtenir les premiers résultats expérimentaux en laboratoire sur la vitesse et de chute et/ou de remontée de MPs échantillonnées en milieu fluvio-estuarien.

Enfin, les vitesses empiriques enregistrées seront mises en parallèle aux travaux de Soulsby et al., 1997 qui étudient la vitesse de sédimentation des grains de sable dans l'eau. La vitesse de

chute d'une particule sédimentaire est déterminée par son diamètre et sa densité, ainsi que par la viscosité de l'eau. D'après ses travaux, la trajectoire des grains de sable naturels de forme irrégulière est plus simple que celle des sphères, car les surfaces angulaires et les variations de forme ont tendance à provoquer un processus d'écoulement plus progressif. Pour Soulsby (1997), il vaut mieux ne pas traiter les grains de sable comme des sphères parfaites mais déterminer un diamètre médian pour chaque particule. Ce constat concorde parfaitement avec le contexte expérimental qui va suivre. En effet, les MPs sont rarement des sphères parfaites et revêtent des formes plus complexes. Nous tenterons à travers ce travail prospectif d'adapter les travaux de Soulsby (1997) aux résultats obtenus. On cherchera à répondre à la question suivante : Peut-on être prédictif sur la quantification des vitesses de chute/remontée des MPs aux formes variables et complexes ?

II - Matériels et méthodes

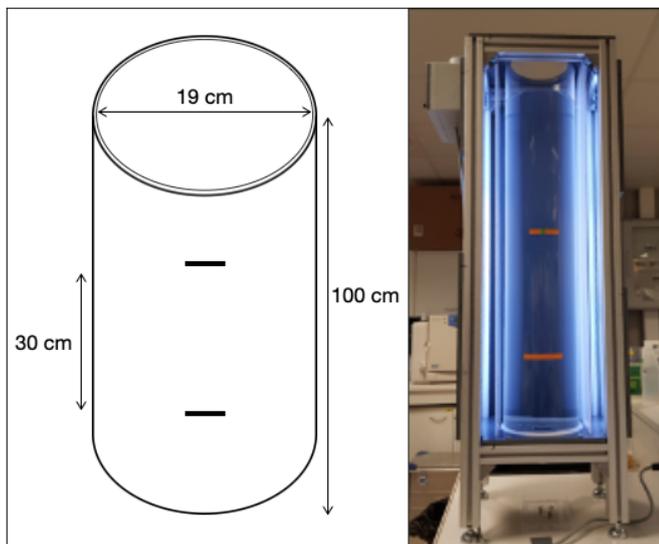


Figure 3: Montage expérimental - Colonne de chute

A - Configuration expérimentale

Le montage expérimental est inspiré des travaux de (Khatmullina et Isachenko 2017) ainsi que de ceux de (Waldschläger et Schüttrumpf 2019). Les vitesses de sédimentation et de remontée sont déterminées à travers une série d'expériences dans une colonne en plexiglass ronde rétroéclairée par des rubans LED et fixée sur un support en aluminium. Elle possède une épaisseur de paroi de 0,5 cm, une section transversale intérieure de 19 cm et une hauteur de 100 cm (Figure 3). Le réservoir est rempli d'eau du robinet d'une densité d'environ 1 g.cm^{-3} . L'eau est à la température ambiante entre 20°C et 25°C . Les particules atteignent leur vitesse de sédimentation ou de remontée maximale à

environ 20 cm à partir du point de chute ou de remontée. Des repères ont été marqués sur la colonne (à plus de vingt de centimètres de la base et du sommet de la colonne) afin de mesurer avec précision le temps mis par une MP pour parcourir 30 cm et ainsi déterminer sa vitesse moyenne (W_{moy}) de sédimentation/remonté (Figure 3).

Les capacités de sédimentation et de flottaison des MPs ont été déterminées dans un bécher rempli d'eau du robinet afin d'établir la méthode de mise en chute ou de remontée. Ainsi, les particules avec une densité supérieure à l'eau ($\rho_{\text{eau}} = 1000 \text{ g/l}$) sont placées à environ 2 cm sous la surface de l'eau afin que les particules ne soient pas retenues par la tension superficielle. Pour les particules dites « flottantes » (dont les densités sont inférieures à la densité de l'eau), elles sont insérées dans la colonne via une vanne présente à la base de la colonne. Dans le cas des particules qui sédimentent, une époussette est disposée au fond de la colonne afin de récupérer les particules après leur chute.

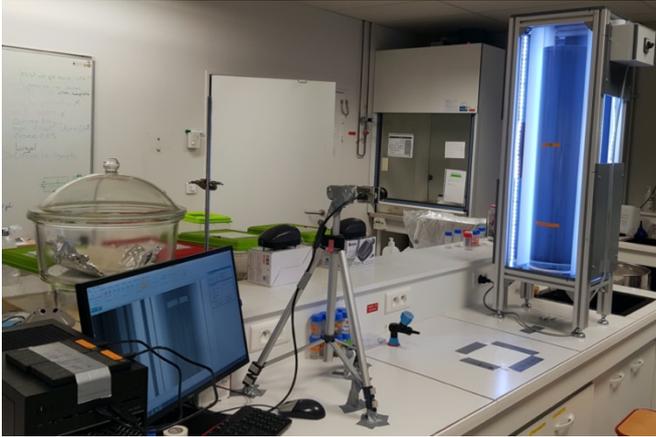


Figure 4: Photo du montage expérimental

La capture d'images est réalisée avec une Genie Nano de TELEDYNE Dalsa, une caméra haute définition à balayage de zone CMOS GigE fournissant un cadre optimal pour la transmission de vidéos haute vitesse (1 Gb/s) et haute résolution (26,2 mégapixels) via port Ethernet. La caméra est équipée d'un objectif FLIR - Computar V2528-MPY, d'une distance focale de 12mm, de format optique 1,1" (Figure 4). L'acquisition et le traitement d'image est effectué avec le logiciel d'enregistrement vidéo StreamPix 8 en 23 FPS (images par seconde) permettant de déterminer précisément le temps de chute ou de remontée des MPs (résolution à 10^{-3} s).

B - Mesure des vitesses empiriques de chute/remontée, détermination des vitesses moyennes (W_{moy}) et calcul des incertitudes associées.

Lors de la prise de vue, une attention toute particulière est prise afin de sélectionner des images pour lesquelles les trajectoires de remontée et de chute décrites sont les plus verticales et régulières possibles afin de limiter les effets de bord. Toutes images comprenant des déplacements de MPs collées aux parois de la colonne ou des déplacement horizontaux >7 cm de l'axe principale lm (Figure 5) ne sont pas retenues car les temps enregistrés seraient erronés et non représentatifs des vitesses de chute/remontée réelles des MPs.

La prise de vue est réalisée dans un plan 2D. Cependant la MP chute ou remonte dans un volume pouvant induire un déplacement dans les trois dimensions. La prise de vue 2D ne permet pas de mesurer les variations de profondeur de champ de la particule (Figure 5). Pour chaque particule et chaque chute/remontée, on relève le temps mis par cette dernière pour parcourir la distance l_1 de 30 cm, marquée par les deux repères sur la colonne. Arbitrairement et par souci d'uniformité, la vitesse moyenne (W_{moy}) sera estimée dans le cas où la particule chute ou remonte suivant l'axe vertical lm car on suppose que la MP peut se déplacer horizontalement entre l_1 et l_2 (Figure 5). Afin d'obtenir la vitesse de chute, on divisera alors le temps obtenu par la distance lm . L'incertitude supérieure et inférieure associée sera calculer afin d'obtenir la W_{moy} maximum et minimum).

$$\alpha = \arctan(15/100) = 8,53^\circ$$

$$l_m (=l) = 2 * (\tan\alpha * (D + D1)) = 2 * (\tan 8,53^\circ * (100 + 9,75)) = 32,922 \text{ cm}$$

$$l_2 = 2 * (\tan\alpha * (D + D1 + D2)) = 2 * (\tan 8,53^\circ * (100 + 9,75 + 9,75)) = 35,84 \text{ cm}$$

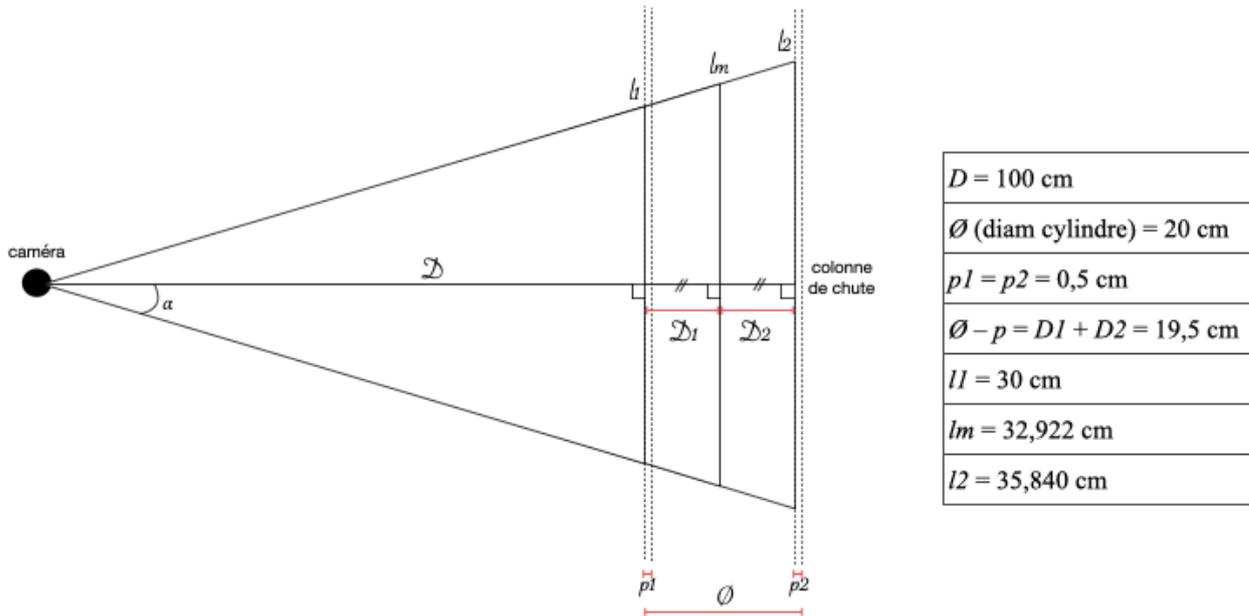


Figure 5: Schéma des mesures relatives au montage expérimental

- *Quantification du dispositif expérimental :*

Une première série de mise en chute/remontée a été effectuée sur 8 MPs correspondantes aux particules utilisées dans les travaux de Forsberg et al., 2020. Cette gamme de formes et de densités de particules de plastique contrastées a été sélectionnée pour représenter la diversité des plastiques trouvés dans les eaux côtières. Quatre formes typiques ont été utilisées : des billes de 6 mm, des pastilles presque sphériques (larmes de sirènes) d'un diamètre de 3 mm, des plaques carrées de 5 mm de côté et des fibres d'une longueur de 5 mm. Le choix de ces formes est justifié par le fait qu'elles sont relativement abondantes parmi les MPs des milieux marin et fluvial. D'autre part, la vitesse de sédimentation théorique des sphères idéalisées ((Cheng, 1997 ; Camenen, 2007 ; Terfous et al., 2013) et des cylindres (Komar et al., 1978 ; Jianzhong et al., 2003) est bien étudié.

Six types de polymère ont été choisis : polyéthylène basse densité (0,92 g.cm⁻³, pastilles transparente et plaque jaune), polypropylène (0,95 g.cm⁻³, fibre jaune), polyamide (1,15 g.cm⁻³, fibre verte), nylon (1,24 g.cm⁻³, bille jaune), polyéthylène téréphthalate (1,35 g.cm⁻³, plaque transparente) et polychlorure de vinyle (1,38 g.cm⁻³, pastille transparente et plaque rouge) (Annexes 3 et 4).

Ws étant employé pour qualifier les vitesses de chute (settling velocities), nous utiliserons la dénomination Wr pour définir les vitesses de remontée (rising velocities) des particules.

Cette première série a permis d'estimer un coefficient de variation (rapport entre l'écart-type et la moyenne) < 10 %, sur la moyenne de 5 répliques de vitesse de chute/remontée pour chaque MP. Les résultats sont jugés acceptables et la même méthode de 5 répliques sera utilisée sur le reste des MPs de l'étude afin de déterminer leur vitesse moyenne de chute/remontée. La vitesse

moyenne de chute/remontée (Ws/r moy) de chaque MPs est obtenue en moyennant les vitesses des 5 répliquas. (Annexe 3)

- *Détermination de l'incertitude :*

La résolution des images capturées est de 2270 pixels pour 30 cm. Le décalage du nombre maximum de pixel entre deux images pour un enregistrement vidéo à 23 FPS a été estimé en moyenne à 50 pixels pour une MP effectuant 30 cm en environ 2 secondes soit une vitesse de chute de 15 cm/s (particule T7 cf. Annexes 3 et 4). Ce décalage est à prendre en compte dans le calcul de l'incertitude si l'on souhaite déterminer précisément le temps parcouru par une MP.

On estimera alors que l'incertitude de Ws/r moy dépend (i) du déplacement de la particule en 3D dans une prise de vue 2D, soit la différence entre $l1$ et $l2$ associé à l'angle de prise de vue de la caméra, (ii) du décalage maximal de pixel entre deux images pour une prise d'image 23 FPS (iii), de la précision de la mesure du temps par le logiciel StreamPix 8 (à 0,001 s)

On calcul donc l'incertitude avec $Ws/r = Ws/r$ moy et $l = lm$:

$$(1) \quad \frac{\partial Ws/r}{Ws/r} \leq \frac{\partial l}{l} + \frac{\partial t}{t}$$

$$(2) \quad \partial l = (lm - l1 (=) l2 - lm) + \left(50pxl * \frac{30cm}{2270pxl} \right)$$

$$\partial l = 9,74\% + 2,2\% (=) 2,922cm + 0,66cm$$

$$\partial l = 11,94\% (=) 3,582 cm$$

$$(3) \quad \frac{\partial l}{l} = \frac{11,94}{109,74} (=) \frac{3,582}{32,922}$$

$$\frac{\partial l}{l} = 10,88\% (=) 10,88\%$$

$$\partial t = 0,001 s$$

Pour t min = 2 s

$$(4) \quad \frac{\partial t}{t} = \frac{0,001}{2} * 100 = 0,05\%$$

Donc :

$$(1) \quad \frac{\partial Ws/r}{Ws/r} \leq \frac{\partial l}{l} + \frac{\partial t}{t}$$

$$\frac{\partial W_s/r}{W_s/r} \leq 10,88\% + 0,05\%$$

$$\frac{\partial W_s/r}{W_s/r} \max \leq 10,93\%$$

L'incertitude maximale W moy est estimée à 10,93%.

C - Détermination de la masse et de la nature des polymères

La masse des MPs est mesurée avec une balance au microgramme (Mettler Toledo MX5). La nature des polymères qui compose les MPs est déterminée par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (Thermo Scientific Nicolet iS20 FT-IR). Les paramètres choisis sont les suivants ; une longueur d'onde de région 7 000- 400 cm^{-1} , un seuil de détection de 0,1500, 32 analyses et une sensibilité de 50. Le passage des MPs au FTIR est effectué en dernière étape du processus expérimental car il peut être destructif en modifiant de manière non désirable la forme de ces derniers.

D - Les particules microplastiques étudiées

Les MPs étudiées sont issues de la campagne d'échantillonnage Midynet 1 réalisée entre juin et septembre 2019 à environ 5 km de l'embouchure de l'estuaire de l'Adour dans le sud-ouest de la France (Defontaine et al., 2020). Cette zone estuarienne est soumise à l'influence des marées et est sujette à des variations de son gradient de salinité. Les échantillons ont été prélevés en bateau à l'aide d'un chalut Manta classique pour les eaux de sub-surface ainsi qu'à l'aide d'une pompe immergée pour les prélèvements sous la surface et près du fond. L'identification a été effectuée par inspection visuelle et séparation à l'aide d'une loupe binoculaire (Leika M165C) et d'une pince à épiler métallique. Parmi les MPs échantillonnées, certaines ont été sélectionnées en raison de leur tailles (>1 mm) afin d'être adaptées pour le dispositif expérimental et pour la détection au FTIR. Les MPs disposant des caractéristiques requises pour l'expérience se trouve être les MPs échantillonnées en surface au filet MANTA dans des eaux dont la salinité varie de 0,12 à 30,4 g.L^{-1} . L'utilisation de ces MPs caractéristiques du milieu fluvial et estuarien est appropriée dans le cas de cette étude qui s'inscrit en complément des travaux menées par Defontaine et al., 2020.

III - Résultats

- *Résultats empiriques*

Le détail des données obtenues est accessible en Annexe (Annexes 4,5,6 et 7)

Sur l'ensemble des 80 MPs étudiées (Annexe 4), seules des vitesses de remontée ont été enregistrées, variant de $0,248 \pm 0,027$ cm/s à $21,364 \pm 2,335$ cm/s (Annexe 5). Les masses des MPs varient de 0,257 mg à 38,257 mg (Annexe 6). L'analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier a permis d'identifier : 49 PE, 18 PP, 10 EPS, 1 ZEIN, 1 EVA et 1 Butyloctyl phtalate (Annexe 7). On observe parmi ces MPs différentes formes : des plaques/films, des pellets, des anguleux, des mousses, des longs cylindres (fibres), et des longs plats. L'ensemble de ces observations sont résumées dans le graphique ci dessous (Figure 6).

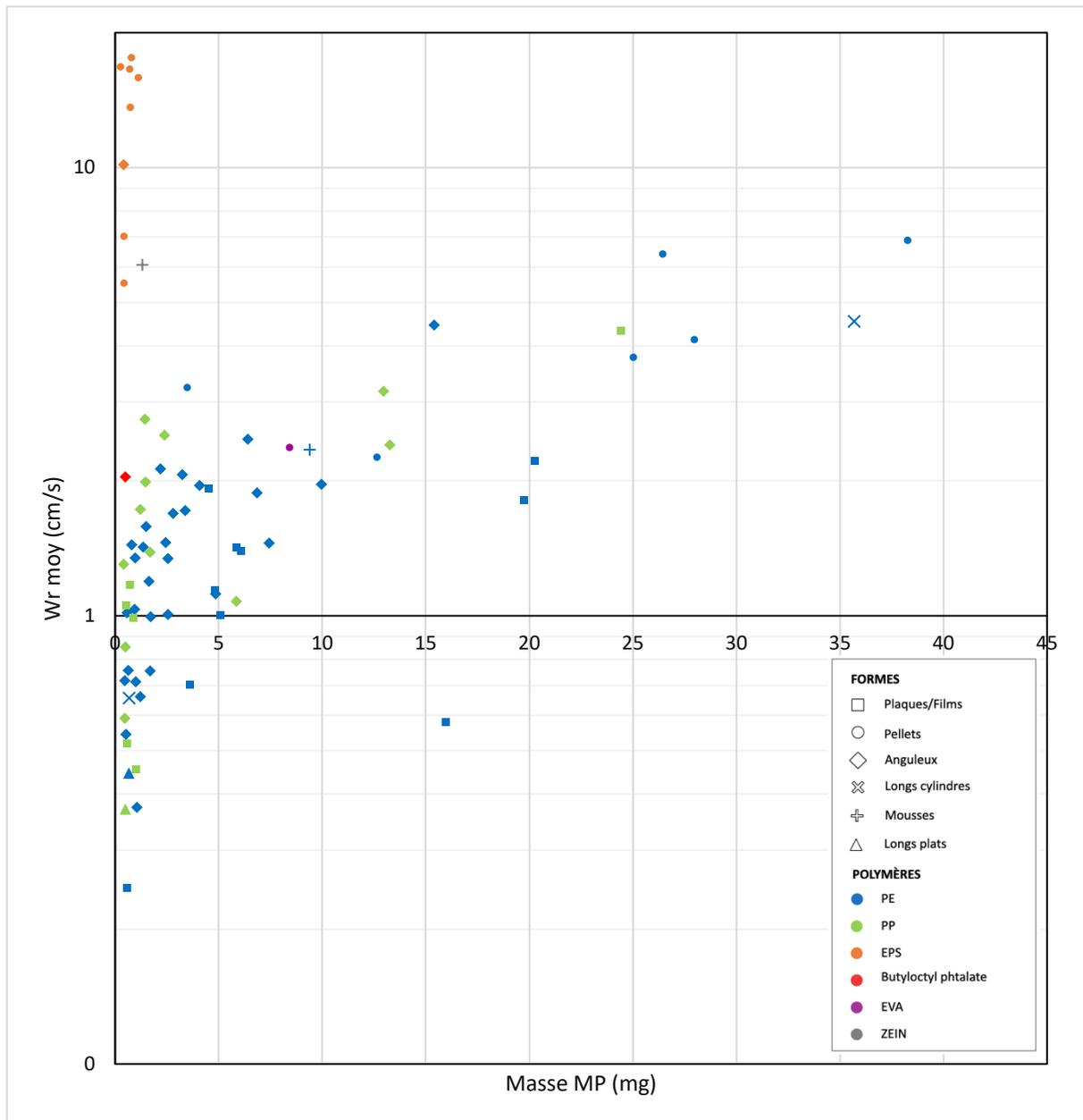


Figure 6: Vitesses moyenne de remontées (W_r moy) des MPs en fonction de leur masse

La relation entre vitesse de chute et masse de la particule s'organise globalement autour de deux tendances :

- Une première monopolisée par les EPS pour lesquelles les vitesses enregistrées sont les plus grandes, allant de 5,542 cm/s à 21,364 avec des masses variant de 0,257 mg à 2,498 mg. La forme dominante est le pellet.
- Une seconde tendance regroupe les autres polymères de masses et de formes différentes. Les vitesses varient de à 0,248 cm/s à 6,91 cm/s et les masses de 0,257 mg à 38,257 mg.

La plus petite vitesse de remontée W_r de 0,248 cm/s est enregistrée pour une MP en PE d'une masse de 0,565 mg et de forme plaque/film. La forme pellet enregistre en moyenne des vitesses plus grande (10,768 cm/s) suivi des mousses (4,211 cm/s), des longs cylindres (2,126 cm/s), des anguleux (1,746 cm/s), des plaques/films (1,322 cm/s) et enfin des longs plats (0,409 cm/s).

- *Représentation de la vitesse de remontée Wr en fonction du diamètre médian des MPs*

La figure 6 démontre que la masse seule n'est pas un déterminant efficace de la vitesse de chute. Afin de mieux comprendre les paramètres qui la contrôlent, on travaille dans le cadre adimensionnel proposé par Soulsby et al., 1997. Les vitesses de remontée Wr mesurées sont converties en vitesses de remontée sans dimensions (Wr^*) tel que :

$$Wr^* = \frac{Wr}{(g(s-1)\nu)^{\frac{1}{3}}}$$

La viscosité cinétique est de $\nu = 9,554e^{-7}$ pour une eau à température ambiante (22°C). La taille des MPs adimensionnelles d^* a été calculée à partir de d le diamètre médian des MPs tel que :

$$d^* = \left(\frac{g(s-1)}{\nu^2} \right)^{\frac{1}{3}} d$$

Dans nos travaux, le comportement adopté par les MPs de faible densité ($\rho < 1000\text{g/l}$) est la remontée. Elles ne sédimentent pas à l'instar des sédiments et des MPs de haute densité ($\rho > 1000\text{g/l}$). En transposant les équations d^* pour les MPs moins denses, la valeur absolue du rapport des densités d'une particule et de l'eau $|s-1|$ a donc été considérée.

Par ailleurs, la définition d'un diamètre pour les particules non-sphériques reste une question ouverte. Nous utiliserons ici un diamètre médian déduit à partir de trois plans orthogonaux de la particule avec l'axe L1 le plus long, L2 l'intermédiaire et L3 le plus court tel que :

$$d = (L1 * L2 * L3)^{\frac{1}{3}}$$

On obtient alors un graphique (ci-dessous) présentant les vitesses de remontées sans dimensions (Wr^*) en fonction des tailles des MPs adimensionnelles d^* (Figure 7). Les vitesses de remontées sans dimensions (Wr^*) sont d'autant plus grandes que les tailles des MPs adimensionnelles d^* sont importantes. Cependant pour les petits d^* , on constate une plus grande variabilité de la vitesse de chute. Cette relation relativement bien établie entre Wr^* et d^* , confirme globalement la validité de l'approche retenue.

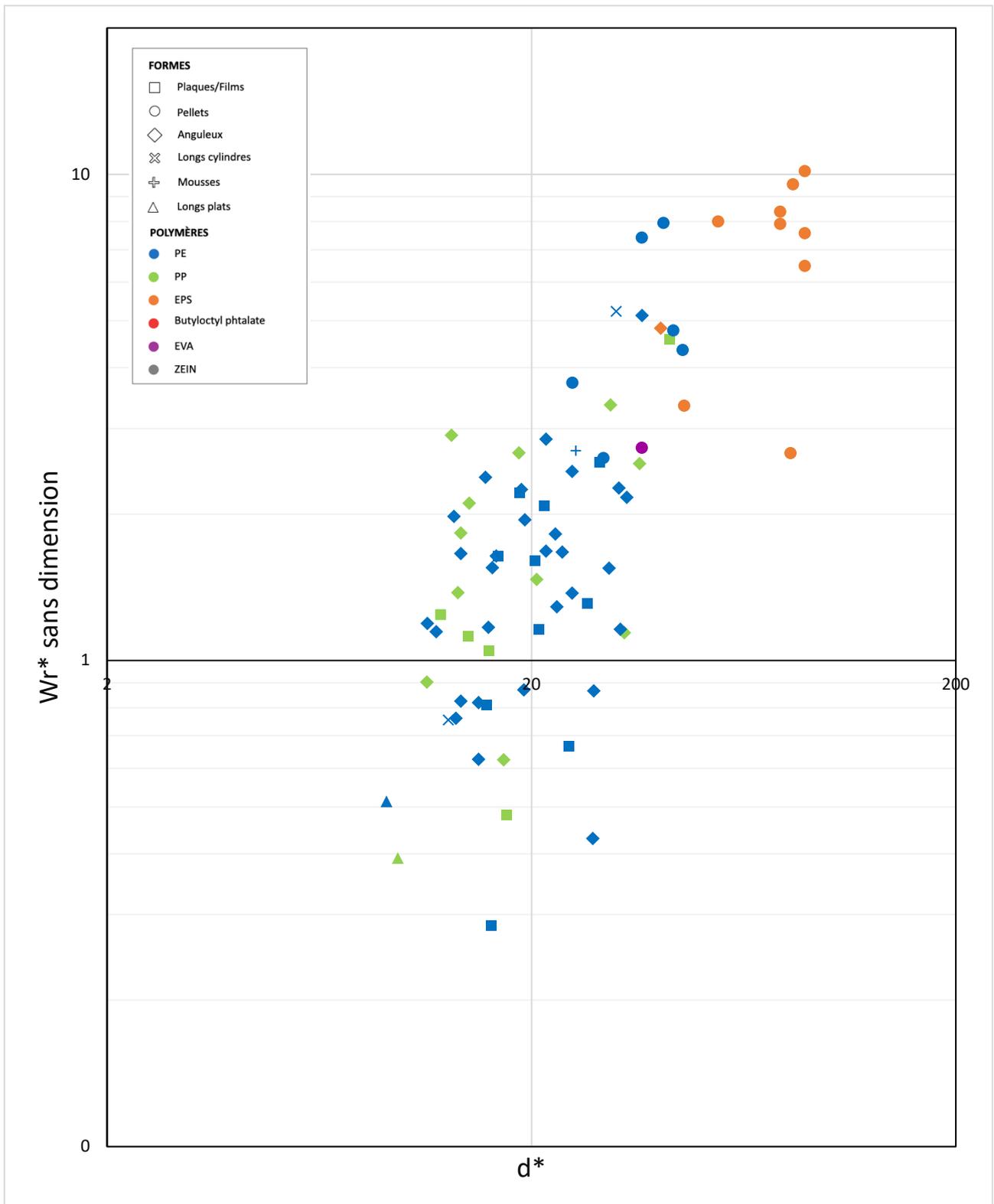


Figure 7: Vitesses de remontée Wr^* (sans dimension) en fonction du diamètre des MPs d^* (sans dimension), présentées selon les travaux de Soulsby et al., 1997 (Annexe 8)

IV - Discussion

- *Corrélation entre le diamètre, la densité, la forme et la vitesse des particules*

La présente étude a montré que la répartition des vitesses types de MPs dans la colonne d'eau n'est pas homogène. Cependant, il est particulièrement intéressant de noter que les résultats obtenus sur les vitesses de remontée des MPs, sont totalement nouveaux au sein de la communauté scientifique. Jusqu'ici seules des vitesses de chute des MPs étaient étudiées. Cette étude est l'une des premières à quantifier les vitesses de remontée des MPs. De plus la gamme des particules testées a été élargie en incluant des particules aux formes complexes extraites de prélèvements de terrain. Jusqu'ici les recherches menées sur les chutes et les remontées s'appuyaient sur des MPs assez normées (formes sphériques, cylindriques, plaques)(Forsberg et al., 2020).

Les résultats ont montré que les vitesses de remontée mesurées sont du même ordre de grandeur que les vitesses de chute et de remontée déterminées empiriquement par Waldschläger et al., 2019 ainsi que par Khatmullina et Isachenko, 2017 (comprises entre 0 et 20 cm.s⁻¹). Cependant une plus grande variance est observée due à une plus grande diversité de MPs.

Historiquement, le transport vertical des sédiments dans la colonne d'eau a beaucoup été étudié (Zhiyao et al., 2008). Ainsi en s'intéressant au transport vertical des MPs, il est apparu évident de faire le rapprochement avec le comportement des sédiments. Plusieurs travaux récents soutiennent cette approche en démontrant une corrélation significative entre MPs et sédiments fins (Rodrigues et al., 2019 ; Vianello et al., 2013). D'après ce constat, les équations formulées pour décrire les vitesses de chute des sédiments peuvent être récupérées et adaptées à l'étude des MPs.

Ainsi à partir des travaux de Zhiyao et al., 2008, Waldschläger et Schüttrumpf, 2019 ont cherché à déterminer l'influence de la densité et de la taille des particules, sur les vitesses de remontée de MPs (W_r) (Annexe 9). Étant donné que les MPs considérées dans leur approche expérimentale présentaient des géométries fortement variables, ils ont repris l'équation du diamètre d'une particule sans dimension (d^*) établie par Zhiyao et al., 2008. Le diamètre équivalent des particules d est calculé à partir des longueurs $L1$, $L2$ et $L3$.

L'estimation de d^ permet-elle de considérer les particules comme des sphères de volumes équivalents ?*

La présente étude ainsi que les travaux de Waldschläger et Schüttrumpf, rapportent que des d^* plus élevés s'accompagnent de vitesses plus rapides, ce qui indique que des diamètres de particules plus grands conduisent à des vitesses plus élevées (aussi bien pour W_r que W_s) (Figure 6 et Annexe 8). De plus lors de l'analyse d'une régression linéaire, la dépendance entre d^* et les vitesses a un coefficient de détermination R^2 de 0,7864 ($R^2=0,832$ dans les travaux de Waldschläger et Schüttrumpf, 2019) a montré une signification statistique plutôt élevée (Annexes 9 et 10). Les travaux de Waldschläger et Schüttrumpf, 2019 vont plus loin en montrant que pour des sphères de même taille mais de densités différentes, la vitesse de remontée la plus élevée est obtenue pour la MP la moins dense. Cette expérience vient confirmer l'influence significative de la densité sur les vitesses de chute et de remontée. Ainsi l'ensemble des observations indiquent que la combinaison de la différence de densité entre l'eau et la particule et le diamètre des particules influencent sévèrement les vitesses de remontée et de sédimentation des MPs. Cependant la comparaison des vitesses de remontée mesurées dans cette étude avec d'autres travaux reste compliquée car aucune étude ne traite réellement du comportement de remontée des MPs en eau douce.

Néanmoins la dynamique de remontée est bien représentée par la formulation adimensionnelle proposée par Soulsby, 1997 pour les vitesses de chute. Le choix du diamètre équivalent d^* semble pertinent dans l'approche des vitesses de remontées des MPs. Adapter les équations de vitesses de chute (W_s) aux vitesses de remontée (W_r) permettrait à terme de proposer des modèles permettant d'estimer la vitesse de remontée d'une MP à partir de son diamètre médian. Attention, les comparaisons directes entre les résultats d'un modèle et les mesures expérimentales nécessiteront un contrôle total des conditions initiales, avec une connaissance complète des niveaux de contamination des MPs (ex : biofouling) et de leurs caractéristiques physiques.

Par ailleurs, les dimensions $L1$, $L2$ et $L3$ ont déjà été utilisées dans la détermination du facteur de forme de Corey (CSF). Le CSF ($= c/(ab)^2$) mesure la sphéricité d'une particule, où c = diamètre le plus court, a = diamètre le plus long et b = diamètre intermédiaire (Corey, 1949). Nous avons alors cherché une dépendance des vitesses de remontées vis-à-vis de la rondeurs/sphéricité des MPs (Figure 8). Cependant pratiquement aucune dépendance n'est discernable sur le jeu de données étudié. Cette analyse devra être poursuivie pour mieux comprendre le rôle de la rondeur dans la dynamique des MPs. On aurait pu s'attendre à ce que des particules très sphérique (CSF = 1) c'est-à-dire des sphères presque parfaites remontent rapidement en raison de leurs bonnes propriétés hydrodynamiques. Il apparaît que d'autres paramètres comme la densité et le diamètre des MPs ont une plus grande influence sur le comportement de remontée que la rondeur.

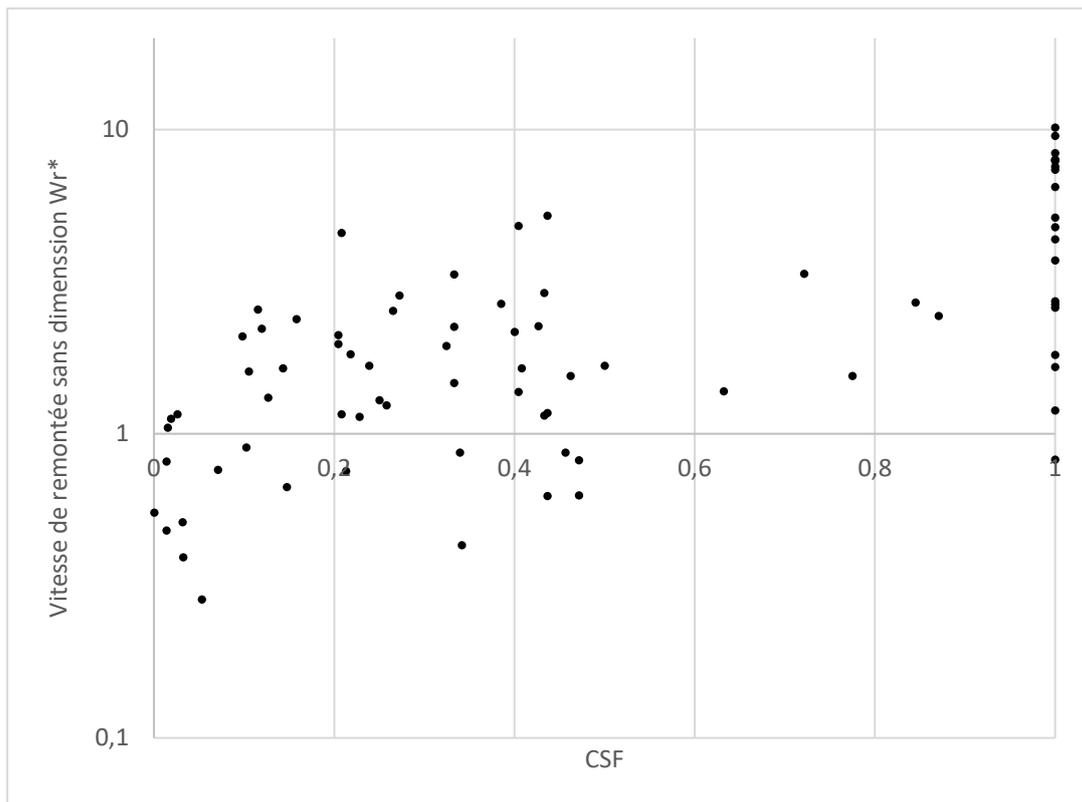


Figure 8: Relation entre les vitesses de remontée mesurées et le facteur de forme de Corey

Enfin, bien que l'influence de la taille et de la densité des particules soit considérablement plus grande, la forme de la particule peut également influencer les vitesses de remontée (Figures 6 et 7). Selon les formes des particules, les expériences ont également montré des mouvements secondaires tels que la rotation et l'oscillation latérale. Des sphères presque parfaites ont remontée sans mouvements secondaires supplémentaires, tandis que des pellets et des particules anguleuses

ont montré des écarts significatifs par rapport au chemin de remontée idéale. Par conséquent, les particules irrégulières montent plus lentement que les sphères de même taille, car les mouvements secondaires les ralentissent (Waldschläger et Schüttrumpf, 2019).

Pour chaque test, les fibres (cylindres) se sont alignées horizontalement quelle que soit la manière dont elles ont été insérées. Cette observation a également été faite par Khatmullina et Isachenko, 2017 qui ont conclu que l'orientation est basée sur des zones de haute et basse pression aux extrémités de la fibre qui la maintiennent dans la seule orientation stable soit le plan horizontal. Par ailleurs Jianzhong et al., 2003 ont montré dans leurs simulations numériques que des fibres de longueurs différentes mais de même diamètre développent une vitesse de sédimentation approximativement similaire une fois alignées horizontalement. Néanmoins, nous ne constatons pas cette réalité dans le cas des vitesses de remontée pour les fibres étudiées. Bien que les vitesses de remontée semblent plus faibles pour les fibres (de forme cylindrique) que pour d'autre structure (plaque, pellet, angle), les résultats obtenus dans notre étude affichent des vitesses de remontée très variables, comprises entre 0,446 et 1,176 cm.s⁻¹.

L'ensemble de ces observations permettent de conclure que la combinaison du diamètre/taille, de la densité et de la forme des MPs influencent sévèrement leurs vitesses de remontée.

- *Discussion sur l'incertitude*

La majeure partie de l'incertitude est contenue dans la variation de la particule sur la profondeur de champs dans le contexte d'une prise de vue 2D. Cependant une partie de l'incertitude estimée dépend de la différence de pixel induite par le déplacement d'une particule entre deux images. Cette incertitude peut devenir nulle si l'on adapte le nombre de FPS à la vitesse de chute de la particule. Plus la vitesse est importante plus le nombre de FPS doit être important pour traquer de manière optimale le trajet de la particule. Dans ces travaux, les limitations techniques imposaient une prise de vue maximale à 23 FPS.

Par soucis de temps, face à la quantité de mesure à effectuer, l'incertitude relative à la différence de pixel entre deux images a été estimée pour la particule ayant enregistré la plus grande vitesse lors de la calibration du modèle expérimental (particule T7 voir annexes 3 et 4). Cette particule présente en effet le plus de pixels de décalage entre deux images.

Cependant, lors de la phase d'expérimentation, des vitesses supérieures et inférieures à cette vitesse de chute de référence ont été obtenues. Ainsi pour les vitesses de chutes mesurées supérieures à la vitesse maximale de chute mesurée lors de la calibration du modèle expérimental (selon les MPs utilisées dans les travaux de Forsberg et al., 2020), l'incertitude est alors sous-estimée. A l'inverse pour les vitesses de chutes inférieures à la vitesse maximale de chute mesuré lors de la calibration, l'incertitude est quant à elle surestimée.

- *Représentativité des résultats*

Les vitesses enregistrées ne correspondent qu'à des valeurs de remontée. Les particules ont été sélectionnées parmi l'ensemble des échantillons de Midynet 1 pour leurs tailles (>1mm) afin d'être détectées à la fois par l'objectif de la caméra et lors de la reconnaissance au FTIR. Force est de constater que sur l'ensemble des MPs échantillonnées (surface, sub surface et près du fond), seules les MPs échantillonnées en surface correspondent à la gamme de taille retenues pour les

expérimentations. Les travaux de Defontaine et al., 2020 constatent également que les MPs proches du fond ont tendance à être plus fines et petites que celles présentes en surface.

La première partie de ce rapport constate que la grande majorité des MPs se retrouvant à la surface ont des densités inférieures à celle de l'eau. Dans cette deuxième partie, l'analyse FTIR illustre cette réalité (Annexe 7). Les MPs étudiées affichent toutes des densités plus faibles que celle de l'eau du robinet utilisé pour remplir la colonne de chute. Les vitesses enregistrées dans notre étude présentent donc uniquement des vitesses de remontée.

Cependant, ce constat pose un problème vis-à-vis de la représentativité des résultats obtenus. En effet ils ne témoignent que d'un type de comportement et restreignent la discussion aux vitesses de remontées des MPs. De plus l'absence de littérature sur le sujet (mise à part les travaux de Waldschläger et Schüttrumpf, 2019 qui présentent les premiers résultats sur les vitesses de remontées de MPs), complique la comparaison avec d'autres travaux et donc la prise de recul sur les données obtenues à ce jour. Néanmoins ils apportent des informations essentielles et permettent de pointer du doigt l'absence de travaux sur les vitesses de remontées des MPs dans la colonne d'eau. La consistance de la formulation adimensionnelle à la fois pour les vitesses de chute et les vitesses de remontée incite à continuer à travailler dans ce cadre pour établir une loi généralisable.

La présente étude s'intéresse aux caractéristiques physiques de MPs échantillonnées dans le milieu fluvial. L'intérêt de ces travaux est d'appréhender les processus physiques sous-jacents qui contrôlent les vitesses de chute et de remontée des MPs. On ne cherche pas à discuter directement de la distribution des MPs dans le milieu. Cette distribution implique en effet un large éventail de processus dont la compréhension des paramètres physiques qui la régulent. Cependant, nos données fournissent des ordres de grandeurs indispensables pour les études 3D de transport en milieu estuarien et fluvial. De récentes simulations ont démontré que les propriétés physiques des MPs jouent un rôle important en ce qui concerne l'abondance et la distribution de ces dernières dans les estuaires (Defontaine et al., 2020). Ainsi appréhender les caractéristiques physiques des MPs dans les eaux peu profondes est essentiel si l'on souhaite modéliser la distribution du plastique dans les eaux fluvio-estuariennes.

Ce travail reste exploratif et nécessite une caractérisation plus approfondie. L'amélioration des modèles de transport de MPs dans les milieux d'eau douce se fera sur la qualité et la quantité des bases de données de chute et de remontée des MPs.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les MPs sont des contaminants majoritairement répandus dans le continuum fluvial. Cependant, les connaissances sur leurs concentrations environnementales dans le temps et dans l'espace sont encore limitées en raison des procédures analytiques laborieuses actuellement employées. Les méthodes analytiques développées pour les échantillons d'eau marine ne sont pas adaptées à l'analyse d'échantillons d'eau fluviale car elles ne permettent pas de détecter l'ensemble des MPs contenus dans ces derniers. En revanche, les méthodes d'analyses pour les sédiments proposent des protocoles qui semblent plus adaptés. Il existe une nécessité de mettre au point des méthodes d'échantillonnage et d'analyse efficaces afin d'obtenir des résultats représentatifs sur les concentrations de MPs en milieux fluvial. L'échantillonnage sur le terrain est et restera l'outil central pour estimer la contamination par les MPs mais il doit être considéré comme fournissant une image instantanée de la contamination locale, sans aucune connaissance historique et spatiale de la dispersion des MPs.

Bien que les d'études se concentrant sur échantillonnage des MPs en rivières soient en augmentation ces dernières années, la compréhension des processus de transport prédominants des MPs dans les cours d'eau est encore très limitée. Ainsi dans la présente étude, plus de 80 tests physiques ont été réalisés sur des MPs très différents afin d'examiner les effets des propriétés de ces particules (densité, taille, forme) sur leurs vitesses de remontée. L'étude fournis une première caractérisation des vitesses de remontée des MPs dans la colonne d'eau. Les résultats ont été comparés avec d'autres études ainsi qu'à des équations conventionnelles de transport sédimentaire. Les formules de Soulsby, 1997 et de Zhiyao et al. 2008 ont été adaptées pour les vitesses de remontée des MPs et présentent des résultats encourageants. Nous avons mis en évidence l'effet de la taille, de la densité et de la forme de la particule sur sa vitesse de remontée. Cependant, il reste encore beaucoup de recherches à mener. Avant de réaliser des simulations numériques concernant le comportement et l'identification des puits de MPs dans les rivières, le transport des particules dans l'eau en mouvement doit être abordé plus en détail.

BIBLIOGRAPHIE

- Akgül, Sinem, Ünzile Sur, Yasemin Düzçeker, Aylin Balcı, Melis Pehlivantürk Kızıllıkan, Nuray Kanbur, Gürkan Bozdağ, et al. 2019. « Bisphenol A and Phthalate Levels in Adolescents with Polycystic Ovary Syndrome ». *Gynecological Endocrinology* 35 (12): 1084-87. <https://doi.org/10.1080/09513590.2019.1630608>.
- Alimba, Chibuisi Gideon, et Caterina Faggio. 2019. « Microplastics in the Marine Environment: Current Trends in Environmental Pollution and Mechanisms of Toxicological Profile ». *Environmental Toxicology and Pharmacology* 68 (mai): 61-74. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.001>.
- Al-Sabagh, A.M., F.Z. Yehia, Gh. Eshaq, A.M. Rabie, et A.E. ElMetwally. 2016. « Greener Routes for Recycling of Polyethylene Terephthalate ». *Egyptian Journal of Petroleum* 25 (1): 53-64. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.001>.
- Andra, Syam S., et Konstantinos C. Makris. 2012. « Thyroid Disrupting Chemicals in Plastic Additives and Thyroid Health ». *Journal of Environmental Science and Health, Part C* 30 (2): 107-51. <https://doi.org/10.1080/10590501.2012.681487>.
- Andra, Syam S., Konstantinos C. Makris, James P. Shine, et Chensheng Lu. 2012. « Co-Leaching of Brominated Compounds and Antimony from Bottled Water ». *Environment International* 38 (1): 45-53. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.08.007>.
- Andrew Wirnkör, Verla, *Enyoh Christian Ebere, et Verla Evelyn Ngozi. 2019. « The Importance of Microplastics Pollution Studies in Water and Soil of Nigeria Ecosystems ». *Analytical Methods in Environmental Chemistry Journal*, septembre, 89-96. <https://doi.org/10.24200/amecj.v2.i03.69>.
- 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): 7957-70. <https://doi.org/10.5194/bg-10-7957-2013>.
- Ballent, A., A. Purser, P. de Jesus Mendes, S. Pando, et L. Thomsen. 2012. « Physical Transport Properties of Marine Microplastic Pollution ». Preprint. Biodiversity and Ecosystem Function: Marine. <https://doi.org/10.5194/bgd-9-18755-2012>.
- Bergmann, Melanie, Lars Gutow, Michael Klages, Alfred-Wegener-Institut, et Göteborgs universitet, éd. 2015. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer Open. Cham Heidelberg New York Dordrecht London: Springer.
- Brar, Navdeep K., Claire Waggoner, Jesus A. Reyes, Russell Fairey, et Kevin M. Kelley. 2010. « Evidence for Thyroid Endocrine Disruption in Wild Fish in San Francisco Bay, California, USA. Relationships to Contaminant Exposures ». *Aquatic Toxicology* 96 (3): 203-15. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.10.023>.
- Camenen, Benoît. 2007. « Simple and General Formula for the Settling Velocity of Particles ». *Journal of Hydraulic Engineering* 133 (2): 229-33. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2007\)133:2\(229\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:2(229)).
- Campanale, Claudia, Friederike Stock, Carmine Massarelli, Christian Kochleus, Giuseppe Bagnuolo, Georg Reifferscheid, et Vito Felice Uricchio. 2020. « Microplastics and Their Possible Sources: The Example of Ofanto River in Southeast Italy ». *Environmental Pollution* 258 (mars):

113284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113284>.

Cheng, Nian-Sheng. 1997. « Simplified Settling Velocity Formula for Sediment Particle ». *Journal of Hydraulic Engineering* 123 (2): 149-52. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1997\)123:2\(149\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1997)123:2(149)).

Cocca, Mariacristina, Emilia Di Pace, Maria Emanuela Errico, Gennaro Gentile, Alessio Montarsolo, Raffaella Mossotti, et Maurizio Avella, éd. 2020. *Proceedings of the 2nd International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea*. Springer Water. Cham: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-45909-3>.

Corcoran, Patricia L. 2015. « Benthic Plastic Debris in Marine and Fresh Water Environments ». *Environmental Science: Processes & Impacts* 17 (8): 1363-69. <https://doi.org/10.1039/C5EM00188A>.

Covernton, Garth A., Christopher M. Pearce, Helen J. Gurney-Smith, Stephen G. Chastain, Peter S. Ross, John F. Dower, et Sarah E. Dudas. 2019. « Size and Shape Matter: A Preliminary Analysis of Microplastic Sampling Technique in Seawater Studies with Implications for Ecological Risk Assessment ». *Science of The Total Environment* 667 (juin): 124-32. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.346>.

Cozar, A., F. Echevarria, J. I. Gonzalez-Gordillo, X. Irigoien, B. Ubeda, S. Hernandez-Leon, A. T. Palma, et al. 2014. « Plastic Debris in the Open Ocean ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (28): 10239-44. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>.

Defontaine, Sophie, Damien Sous, Javier Tesan, Mathilde Monperrus, Véronique Lenoble, et Laurent Lanceleur. 2020. « Microplastics in a Salt-Wedge Estuary: Vertical Structure and Tidal Dynamics ». *Marine Pollution Bulletin* 160 (novembre): 111688. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111688>.

Eerkes-Medrano, Dafne, Richard C. Thompson, et David C. Aldridge. 2015. « Microplastics in Freshwater Systems: A Review of the Emerging Threats, Identification of Knowledge Gaps and Prioritisation of Research Needs ». *Water Research* 75 (mai): 63-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>.

El Hadri, Hind, Julien Gigault, Benoit Maxit, Bruno Grassl, et Stéphanie Reynaud. 2020. « Nanoplastic from Mechanically Degraded Primary and Secondary Microplastics for Environmental Assessments ». *NanoImpact* 17 (janvier): 100206. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2019.100206>.

Fendall, Lisa S., et Mary A. Sewell. 2009. « Contributing to Marine Pollution by Washing Your Face: Microplastics in Facial Cleansers ». *Marine Pollution Bulletin* 58 (8): 1225-28. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>.

Flotron, Vanina, Corine Delteil, Yann Padellec, et Valérie Camel. 2005. « Removal of Sorbed Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Soil, Sludge and Sediment Samples Using the Fenton's Reagent Process ». *Chemosphere* 59 (10): 1427-37. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.065>.

Fok, Lincoln, et P.K. Cheung. 2015. « Hong Kong at the Pearl River Estuary: A Hotspot of Microplastic Pollution ». *Marine Pollution Bulletin* 99 (1-2): 112-18. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.050>.

- Forsberg, Pernille Louise, Damien Sous, Alessandro Stocchino, et Remi Chemin. 2020a. « Behaviour of Plastic Litter in Nearshore Waters: First Insights from Wind and Wave Laboratory Experiments ». *Marine Pollution Bulletin* 153 (avril): 111023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111023>.
- . 2020b. « Behaviour of Plastic Litter in Nearshore Waters: First Insights from Wind and Wave Laboratory Experiments ». *Marine Pollution Bulletin* 153 (avril): 111023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111023>.
- Hidalgo-Ruz, Valeria, Lars Gutow, Richard C. Thompson, et Martin Thiel. 2012. « Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification ». *Environmental Science & Technology* 46 (6): 3060-75. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- Jalón-Rojas, Isabel, Xiao-Hua Wang, et Erick Fredj. 2019. « Technical Note: On the Importance of a Three-Dimensional Approach for Modelling the Transport of Neustic Microplastics ». *Ocean Science* 15 (3): 717-24. <https://doi.org/10.5194/os-15-717-2019>.
- 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* 347 (6223): 768-71. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.
- Jianzhong, Lin, Shi Xing, et You Zhenjiang. 2003. « Effects of the Aspect Ratio on the Sedimentation of a Fiber in Newtonian Fluids ». *Journal of Aerosol Science* 34 (7): 909-21. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(03)00039-9).
- Julienne, Fanon, Nicolas Delorme, et Fabienne Lagarde. 2019. « From Macroplastics to Microplastics: Role of Water in the Fragmentation of Polyethylene ». *Chemosphere* 236 (décembre): 124409. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124409>.
- Khatmullina, Liliya, et Igor Isachenko. 2017. « Settling Velocity of Microplastic Particles of Regular Shapes ». *Marine Pollution Bulletin* 114 (2): 871-80. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.024>.
- Komar, P. D., et C. E. Reimers. 1978. « Grain Shape Effects on Settling Rates ». *The Journal of Geology* 86 (2): 193-209. <https://doi.org/10.1086/649674>.
- Kowalski, Nicole, Aurelia M. Reichardt, et Joanna J. Waniek. 2016. « Sinking Rates of Microplastics and Potential Implications of Their Alteration by Physical, Biological, and Chemical Factors ». *Marine Pollution Bulletin* 109 (1): 310-19. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>.
- Law, K. L., et R. C. Thompson. 2014. « Microplastics in the Seas ». *Science* 345 (6193): 144-45. <https://doi.org/10.1126/science.1254065>.
- Lebreton, Laurent, et Anthony Andrady. 2019. « Future Scenarios of Global Plastic Waste Generation and Disposal ». *Palgrave Communications* 5 (1): 6. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>.
- Lebreton, Laurent C. M., Joost van der Zwet, Jan-Willem Damsteeg, Boyan Slat, Anthony Andrady, et Julia Reisser. 2017. « River Plastic Emissions to the World's Oceans ». *Nature Communications* 8 (1): 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>.

- Lechner, Aaron, Hubert Keckeis, Franz Lumesberger-Loisl, Bernhard Zens, Reinhard Krusch, Michael Tritthart, Martin Glas, et Elisabeth Schludermann. 2014. « The Danube so Colourful: A Potpourri of Plastic Litter Outnumbers Fish Larvae in Europe's Second Largest River ». *Environmental Pollution* 188 (mai): 177-81. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>.
- Li, Jingyi, Huihui Liu, et J. Paul Chen. 2018. « Microplastics in Freshwater Systems: A Review on Occurrence, Environmental Effects, and Methods for Microplastics Detection ». *Water Research* 137 (juin): 362-74. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>.
- Liboiron, Max. 2017. « Compromised Agency: The Case of BabyLegs ». *Engaging Science, Technology, and Society* 3 (septembre): 499-527. <https://doi.org/10.17351/ests2017.126>.
- Mamoudou, Mohamadou. s. d. « Dynamique de transfert des matières organiques et inorganiques le long du continuum fluvial de la Garonne : impact de la retenue de malause », 198.
- Mani, Thomas, Armin Hauk, Ulrich Walter, et Patricia Burkhardt-Holm. 2016. « Microplastics Profile along the Rhine River ». *Scientific Reports* 5 (1): 17988. <https://doi.org/10.1038/srep17988>.
- Mausra, Baker, et Arthur Foster. s. d. « Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment », 39.
- Meeker, John D., Shelley Ehrlich, Thomas L. Toth, Diane L. Wright, Antonia M. Calafat, Ana T. Trisini, Xiaoyun Ye, et Russ Hauser. 2010. « Semen Quality and Sperm DNA Damage in Relation to Urinary Bisphenol A among Men from an Infertility Clinic☆☆☆ ». *Reproductive Toxicology* 30 (4): 532-39. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2010.07.005>.
- Nel, Holly Astrid, Jeffrey William Hean, Xavier Siwe Noundou, et Pierre William Froneman. 2017. « Do Microplastic Loads Reflect the Population Demographics along the Southern African Coastline? ». *Marine Pollution Bulletin* 115 (1-2): 115-19. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.056>.
- Pagter, Elena, João Frias, et Róisín Nash. 2018. « Microplastics in Galway Bay: A Comparison of Sampling and Separation Methods ». *Marine Pollution Bulletin* 135 (octobre): 932-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.013>.
- Peng, Guyu, Bangshang Zhu, Dongqi Yang, Lei Su, Huahong Shi, et Daoji Li. 2017. « Microplastics in Sediments of the Changjiang Estuary, China ». *Environmental Pollution* 225 (juin): 283-90. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>.
- Prata, Joana Correia, João P. da Costa, Armando C. Duarte, et Teresa Rocha-Santos. 2019. « Methods for Sampling and Detection of Microplastics in Water and Sediment: A Critical Review ». *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 110 (janvier): 150-59. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>.
- Quinn, Brian, Fionn Murphy, et Ciaran Ewins. 2017. « Validation of Density Separation for the Rapid Recovery of Microplastics from Sediment ». *Analytical Methods* 9 (9): 1491-98. <https://doi.org/10.1039/C6AY02542K>.
- Rary, LI Fl. s. d. « Agrioultur 1 Nd Ch N1o l Colleg », 102.
- Rodrigues, S.M., C. Marisa R. Almeida, D. Silva, J. Cunha, C. Antunes, V. Freitas, et S. Ramos. 2019. « Microplastic Contamination in an Urban Estuary: Abundance and Distribution of

Microplastics and Fish Larvae in the Douro Estuary ». *Science of The Total Environment* 659 (avril): 1071-81. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.273>.

Scherer, Christian, Nicole Brennholt, Georg Reifferscheid, et Martin Wagner. 2017. « Feeding Type and Development Drive the Ingestion of Microplastics by Freshwater Invertebrates ». *Scientific Reports* 7 (1): 17006. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17191-7>.

Soulsby, R. (1997) *Dynamics of Marine Sands: A Manual for Practical Applications*. Thomas Telford, London.

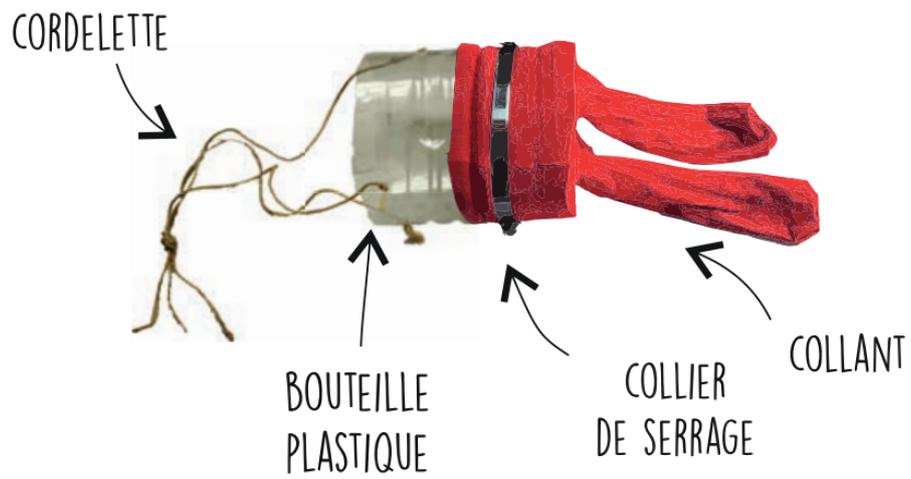
Terfous, A., A. Hazzab, et A. Ghenaim. 2013. « Predicting the Drag Coefficient and Settling Velocity of Spherical Particles ». *Powder Technology* 239 (mai): 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2013.01.052>.

Vianello, A., A. Boldrin, P. Guerriero, V. Moschino, R. Rella, A. Sturaro, et L. Da Ros. 2013. « Microplastic Particles in Sediments of Lagoon of Venice, Italy: First Observations on Occurrence, Spatial Patterns and Identification ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130 (septembre): 54-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>.

Waldschläger, Kryss, et Holger Schüttrumpf. 2019. « Effects of Particle Properties on the Settling and Rise Velocities of Microplastics in Freshwater under Laboratory Conditions ». *Environmental Science & Technology* 53 (4): 1958-66. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06794>.

Zhiyao, Song, Wu Tingting, Xu Fumin, et Li Ruijie. 2008a. « A Simple Formula for Predicting Settling Velocity of Sediment Particles ». *Water Science and Engineering* 1 (1): 37-43. [https://doi.org/10.1016/S1674-2370\(15\)30017-X](https://doi.org/10.1016/S1674-2370(15)30017-X).

ANNEXES :



Annexe 1 : Le Babylegs par Max Liboiron

<p>A - Tamissage entre 5 mm et 0,3 mm</p>	<p>B - Oxydation d'un échantillon sur plaque chauffante</p>	<p>C - Mise en décantation après saturation au NaCl</p>
<p>D - Dénombrement des MPs sous loupe binoculaire</p>	<p>E - Identification des polymères au FTIR</p>	

Annexe 2 : Étapes de la méthode d'analyse énoncée par la NOAA

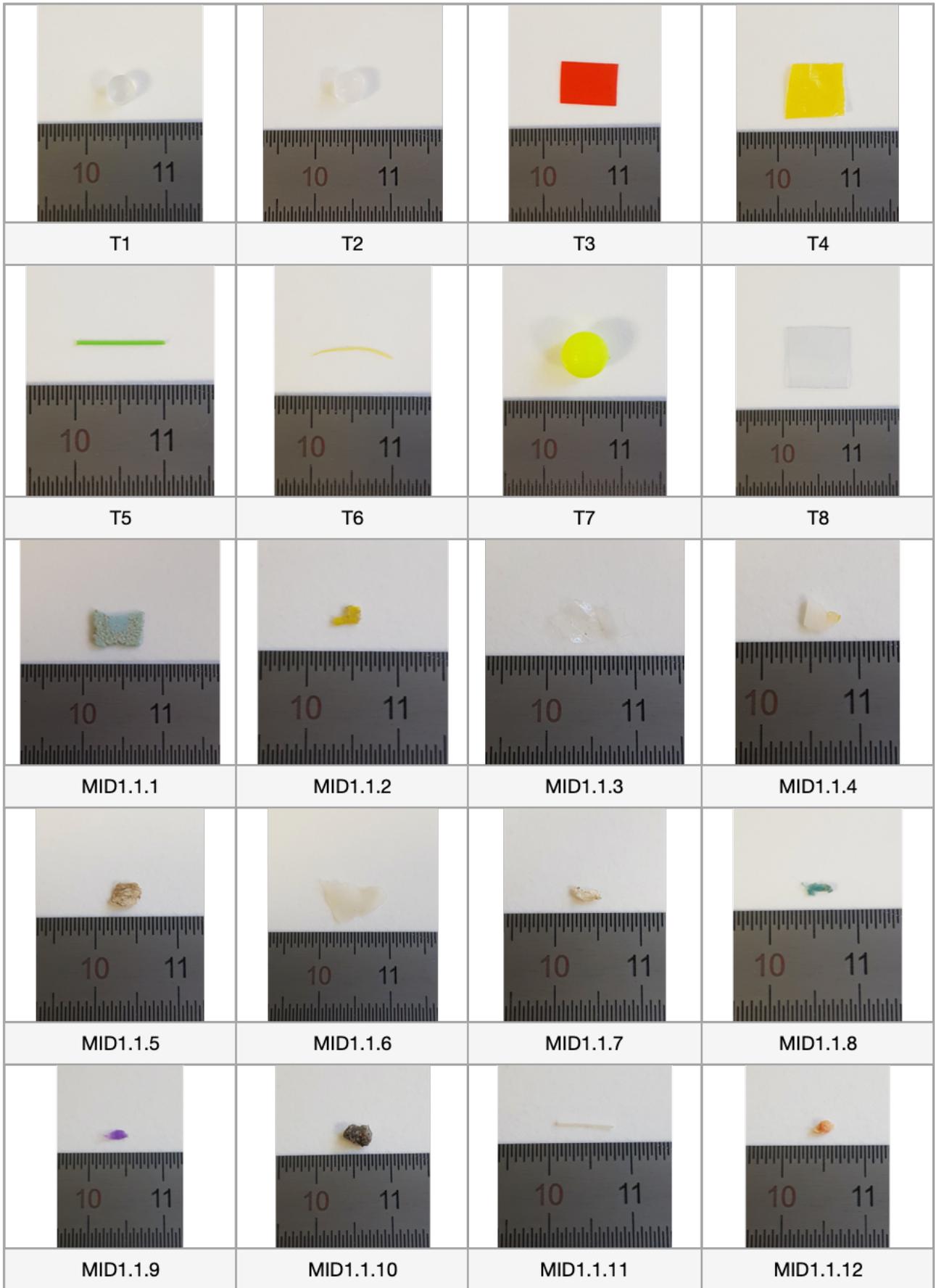
Annexe 3 : Résultats de la phase TEST sur des MPs calibrées, utilisées dans les travaux de Forsberg et al., 2020.

Table A

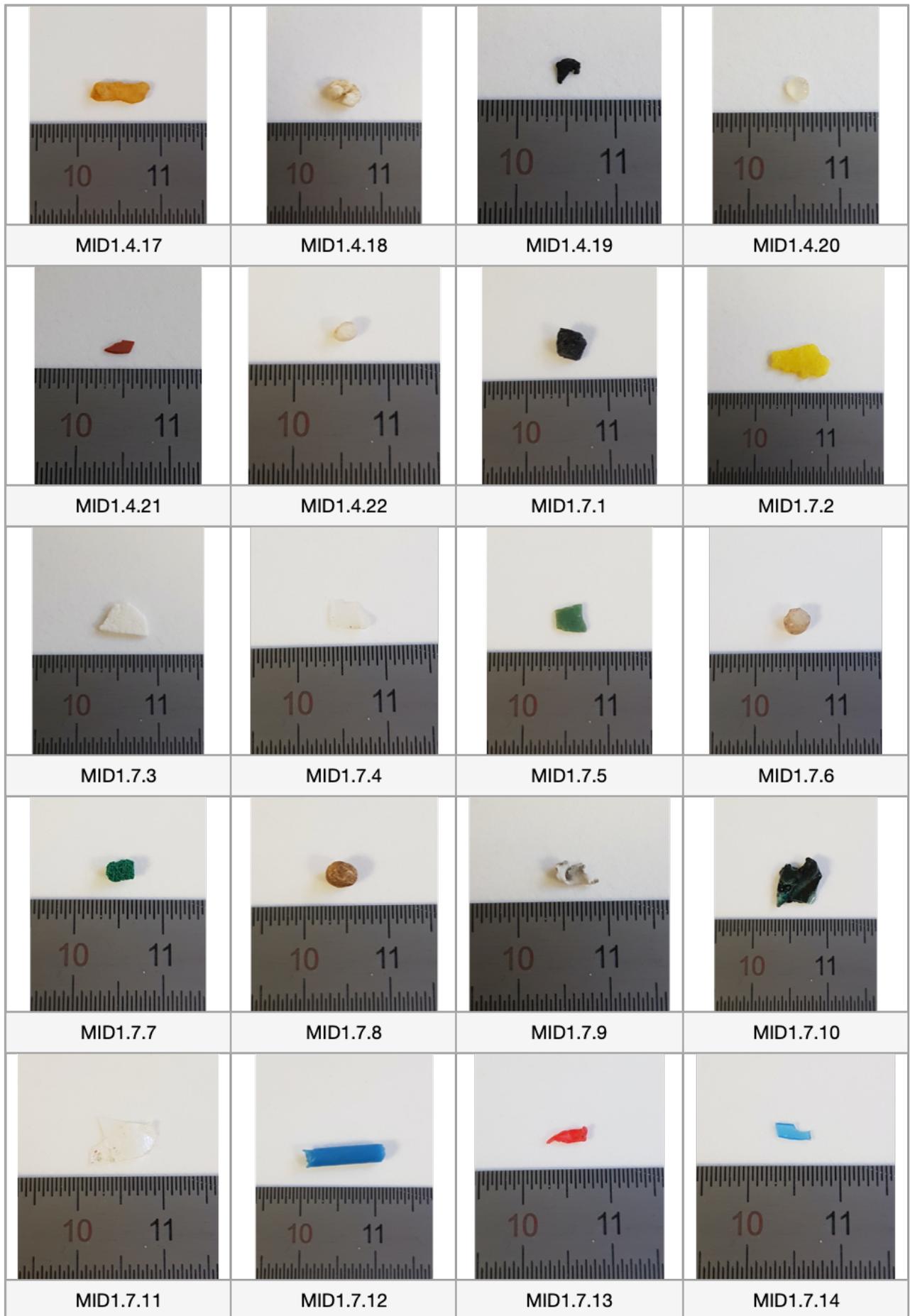
T1	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm	T2	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm	T3	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm			
		12,211		0,831			7,499	0,1973615		2,602	0,095
		10,171		RSD			7,889	RSD		2,404	RSD
		10,970		7,482			7,886	2,537		2,515	3,717
		10,515					7,646			2,584	
		11,650					7,969			2,648	
Ws MOY (cm/s)	11,103		Wr MOY (cm/s)	7,778		Ws MOY (cm/s)	2,551				
T4	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm	TEST 5	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm	T6	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm			
		0,395		0,024			3,489	0,215		0,405	0,032
		0,370		RSD			3,903	RSD		0,406	RSD
		0,426		6,121			3,538	5,948		0,456	7,212
		0,377					3,366			0,454	
		0,370					3,748			0,475	
Wr MOY (cm/s)	0,388		Ws MOY (cm/s)	3,609		Wr MOY (cm/s)	0,439				
T7	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm	T8	Ws (cm/s) lm	Ecartype lm						
		14,289		0,272		3,129	0,127				
		14,301		RSD		2,804	RSD				
		14,830		1,870		3,053	4,204				
		14,561				3,065					
		14,850				3,078					
Ws MOY (cm/s)	14,566		Ws MOY (cm/s)	3,026							

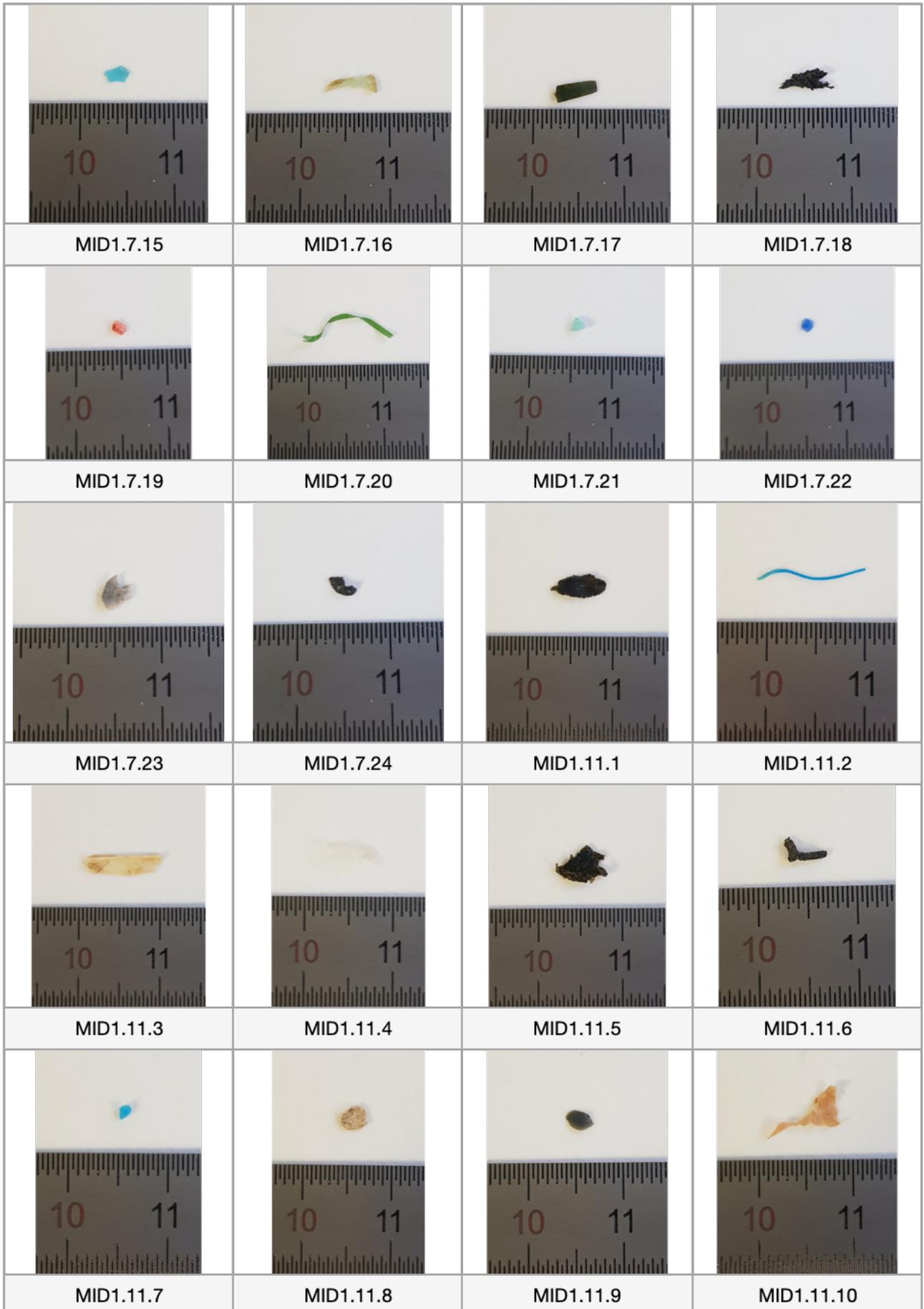
Table B

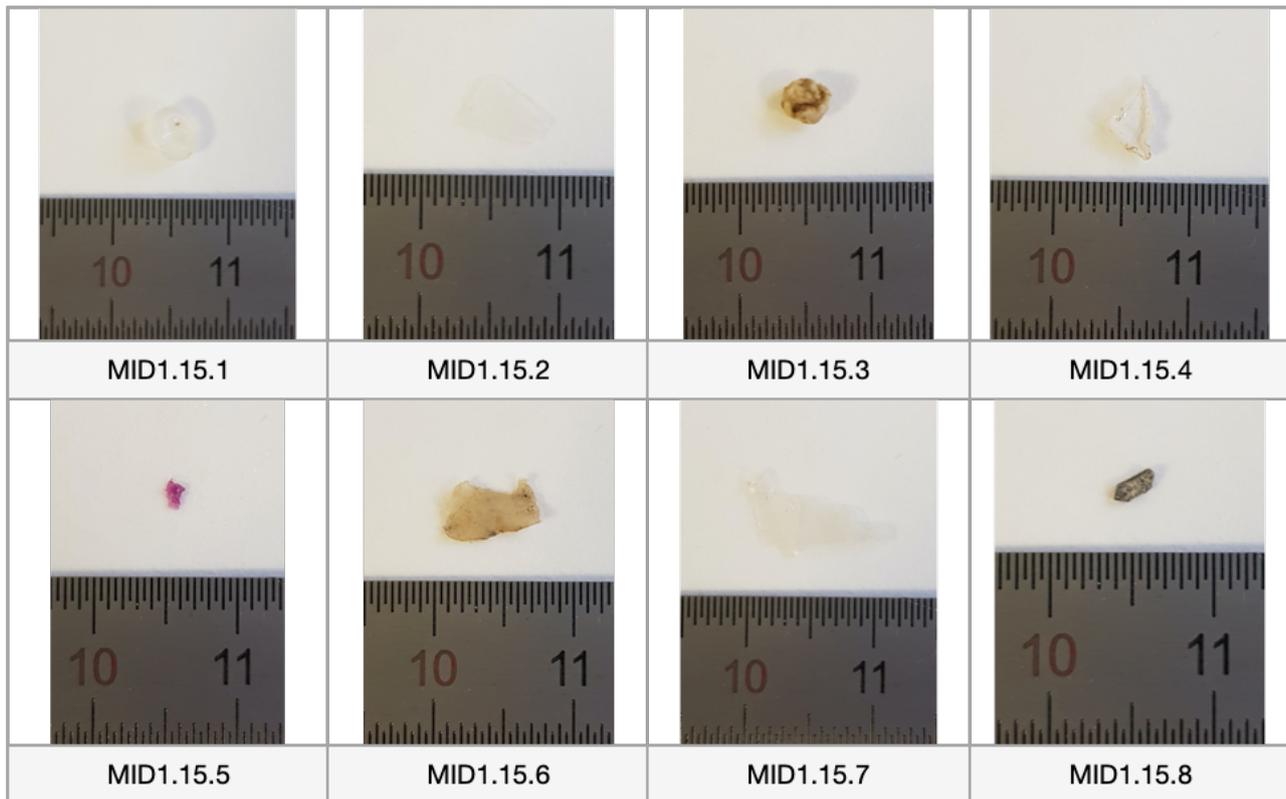
CALIBRATION	Ws moy (cm/s)	Masses (mg)	Polymères
T1	10,967 ± 1,199	30,541	PVC
T2	7,747 ± 0,847	29,762	LDPE
T3	2,528 ± 0,276	7,063	PVC
T4	0,390 ± 0,043	2,508	LDPE
T5	3,745 ± 0,409	2,305	PA
T6	0,465 ± 0,051	0,281	PP
T7	14,872 ± 1,626	125,479	Nylon
T8	3,029 ± 0,331	19,97	PET











Ci-dessus – Annexe 4 : Les MPs étudiées – 8 MPs TEST – 80 MPs Midynet 1

Ci-dessous – Annexe 5 : Vitesses de remontées W_r mesurées empiriquement sur 80 MPs de Midynet 1

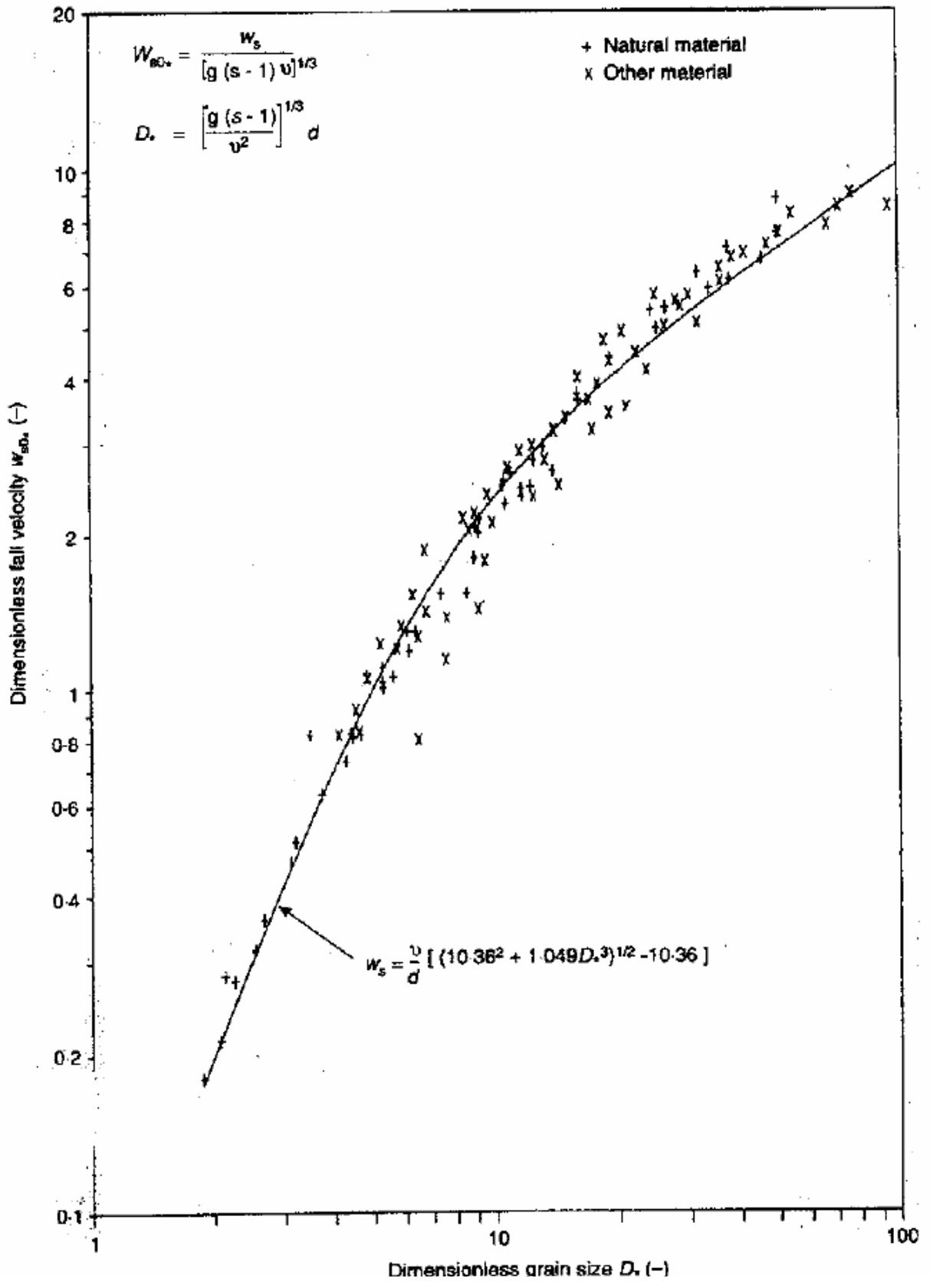
<i>Wr moy (cm/S)</i>	MID1.1	MID1.2	MID1.4	MID1.7	MID1.11	MID1.15
E1	1,817 ± 0,199	2,042 ± 0,223	6,91 ± 0,755	4,462 ± 0,488	0,754 ± 0,082	6,438 ± 0,704
E2	0,713 ± 0,078	0,248 ± 0,027	4,149 ± 0,453	2,224 ± 0,243	0,657 ± 0,072	1,396 ± 0,153
E3	0,456 ± 0,050		3,786 ± 0,414	0,581 ± 0,064	1,078 ± 0,118	15,913 ± 1,739
E4	1,121 ± 0,123		2,406 ± 0,263	1,93 ± 0,211	0,522 ± 0,057	0,374 ± 0,041
E5	5,542 ± 0,606		17,636 ± 1,928	1,426 ± 0,156	1,968 ± 0,215	1,305 ± 0,143
E6	1,008 ± 0,110		0,446 ± 0,049	2,265 ± 0,248	1,695 ± 0,185	1,143 ± 0,125
E7	10,175 ± 1,112		1,061 ± 0,116	2,349 ± 0,257	1,036 ± 0,113	0,706 ± 0,300
E8	0,591 ± 0,065		2,378 ± 0,260	21,364 ± 2,335	7,038 ± 0,769	2,747 ± 0,300
E9	1,017 ± 0,111		20,078 ± 2,195	1,959 ± 0,214	0,756 ± 0,083	
E10	3,173 ± 0,347		16,661 ± 1,821	4,325 ± 0,473	1,009 ± 0,110	
E11	1,176 ± 0,129		1,882 ± 0,206	0,993 ± 0,109		
E12	1,585 ± 0,173		1,454 ± 0,159	4,545 ± 0,497		
E13	1,955 ± 0,214		2,479 ± 0,271	2,529 ± 0,276		
E14	2,07 ± 0,226		0,662 ± 0,072	1,994 ± 0,218		
E15			2,128 ± 0,233	0,854 ± 0,093		
E16			1,35 ± 0,148	1,387 ± 0,152		
E17			6,072 ± 0,664	1,72 ± 0,188		
E18			13,653 ± 1,492	1,197 ± 0,131		
E19			1,426 ± 0,156	1,443 ± 0,158		
E20			3,239 ± 0,354	0,371 ± 0,041		
E21			1,728 ± 0,189	0,997 ± 0,109		
E22			16,842 ± 1,841	0,554 ± 0,061		
E23				1,459 ± 0,159		

Annexe 6 : Masses des 80 MPs de Midynet 1 étudiées

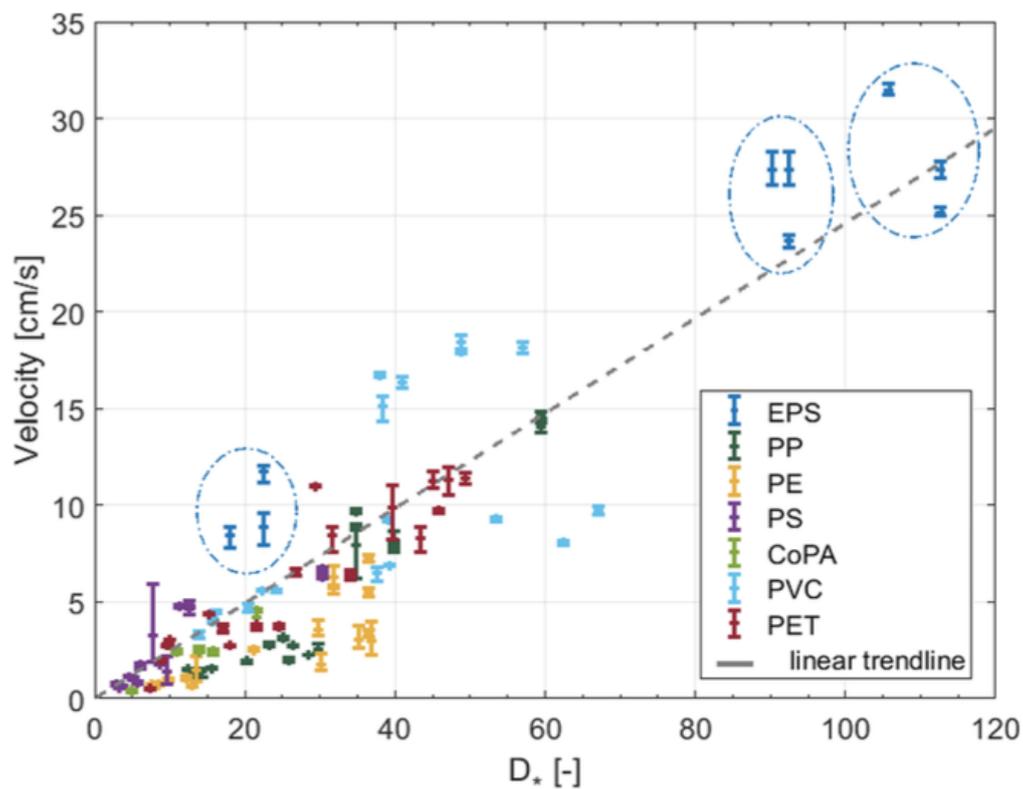
Masses (mg)	MID1.1	MID1.2	MID1.4	MID1.7	MID1.11	MID1.15
E1	19,733	0,489	38,257	15,414	1,688	26,428
E2	0,988	0,565	27,958	20,227	0,669	6,038
E3	1,005		25,022	15,972	5,840	1,111
E4	4,841		13,276	4,515	0,583	1,046
E5	0,415		0,785	5,864	9,956	0,411
E6	5,088		0,66	12,633	2,791	4,793
E7	0,403		0,509	9,394	0,925	3,596
E8	0,467		8,405	2,498	0,421	1,431
E9	0,567		0,774	2,545	0,646	
E10	12,955		0,688	24,402	2,548	
E11	0,712		6,849	0,846		
E12	1,495		7,443	35,696		
E13	4,086		6,397	2,392		
E14	3,243		1,217	1,459		
E15			2,198	0,494		
E16			0,979	1,676		
E17			1,325	3,389		
E18			0,714	1,643		
E19			1,366	0,793		
E20			3,458	0,49		
E21			1,205	1,719		
E22			0,257	0,476		
E23				2,429		
E24				0,533		

Annexe 7 : Nature des polymères constituant les 80 MPs de Midynet 1 étudiées

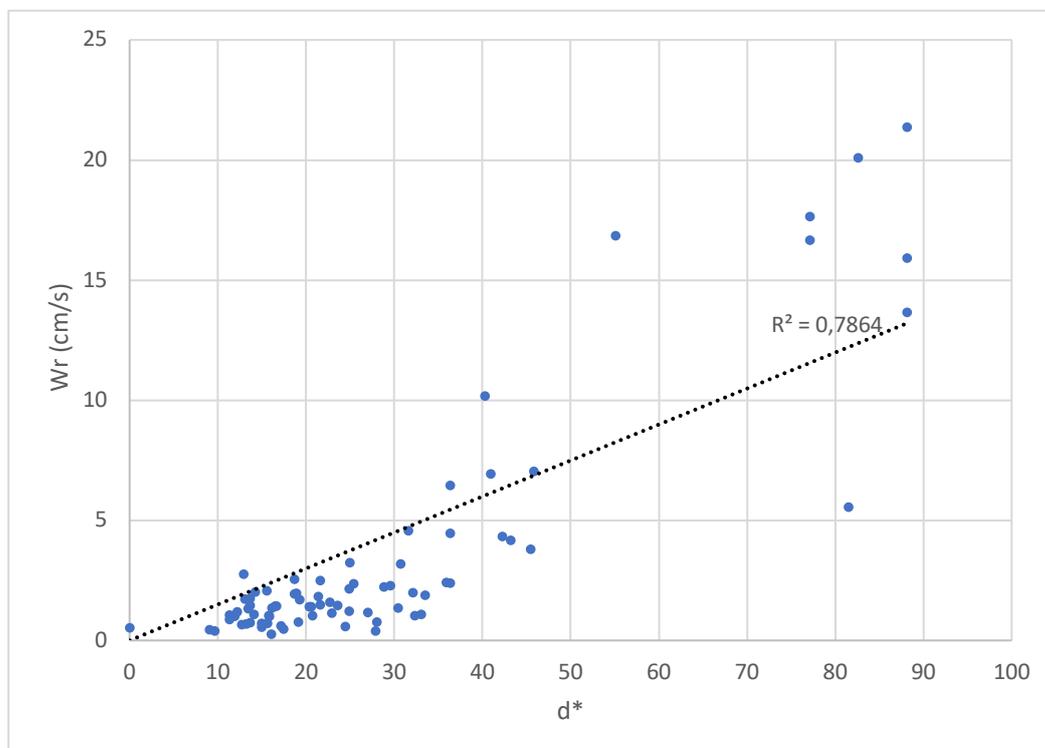
MIDYNET 1	MID.M1	MID.M2	MID.M4	MID.M7	MID.M11	MID.M15
M1	PE	Butyl octyl phtalate	PE	PE	PE	PE
M2	PE	PE	PE	PE	PE	PE
M3	PP		PE	PE	PP	PS
M4	PE		PE	PE	PP	PE
M5	PS		PS	PE	PE	PP
M6	PE		PE	PE	PE	PE
M7	PS		PP	PE	PE	PE
M8	PP		EVA	PS	PS	PP
M9	PE		PS	PE	PE	
M10	PP		PS	PP	PE	
M11	PP		PE	PP		
M12	PE		PEHD	PE		
M13	PE		PE	PP		
M14	PE		PE	PP		
M15			PE	PP		
M16			PE	PP		
M17			ZEIN	PE		
M18			PS	PE		
M19			PE	PE		
M20			PE	PP		
M21			PP	PE		
M22			PS	PE		
M23				PE		
M24				PE		



Annexe 8 : Vitesse de sédimentation/chute des grains de sable, d'après Soulsby, 1997



Annexe 9 : Vitesses des MPs en fonction du diamètre d'une particule sans dimension d^* . La plage entre les valeurs les plus petites et les plus grandes des trois analyses est indiquée ainsi que la valeur moyenne des trois analyses. D'Après les travaux de Waldschläger et al., 2017



Annexe 10 : Vitesses de remontée (W_r) des MPs (Midynet 2) en fonction du diamètre sans dimension d^*