

## **Etude des microplastiques > 25 µm sur le bassin versant de la Seine**

Cleo Stratmann<sup>1\*</sup>, Rachid Dris<sup>1</sup>, Johnny Gasperi<sup>2</sup>, Sabrina Guérin<sup>3</sup>, Anthony Marconi<sup>3</sup>,  
Sam Azimi<sup>3</sup>, Vincent Rocher<sup>3</sup>, Bruno Tassin<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Leesu, Ecole des Ponts, Univ Paris Est Créteil, Marne-la-Vallée, France

<sup>2</sup> Université Gustave Eiffel, Laboratoire eau environnement (LEE), Allée des Ponts et  
Chaussées, 44344 Bouguenais

<sup>3</sup> Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne  
(SIAAP), Direction du Développement et de la Prospective, 82 Avenue Kléber, F-92700  
Colombes, France

\* cleo.stratmann@enpc.fr

### **Résumé**

*Afin d'améliorer la compréhension de la pollution par les microplastiques (MP) dans les rivières et les environnements anthropiques et de fournir de nouvelles informations sur leur devenir sur un large continuum de taille (25-5 000 µm), différentes expérimentations ont été initiées à l'échelle du bassin versant de la Seine, depuis des têtes de bassins jusqu'à Poses. Pour évaluer la différence de pollution par les MP entre les zones rurales et celles urbanisées, la pollution des eaux de surface du bassin de l'Orgeval a été étudiée en février et mars 2021. Pour comparer les concentrations de MP dans la Seine en amont et en aval de Paris, quatre campagnes d'échantillonnage en périodes de basses et hautes eaux ont été effectuées entre Marnay et Poses. Nous avons utilisé un nouveau système de pompe in-situ et de filtration en cascade (UFO) pour échantillonner des volumes plus importants et augmenter la représentativité des résultats et des MP jusqu'à 25 µm. Les échantillons et les données sont en cours de traitement et seule une partie des données est présentée dans ce rapport. Ces données préliminaires ne montrent aucune tendance spatiale nette entre l'amont et l'aval de Paris, mais soulignent cependant une plus grande variabilité du type de polymère observée en aval.*

### **Points clefs**

- ✓ *Aucune tendance nette des concentrations entre amont et aval de Paris.*
- ✓ *Une plus grande variabilité dans le type de polymères est observée à l'aval.*
- ✓ *Une exploitation plus approfondie des résultats est en cours.*

### Abstract

*In order to improve the understanding of microplastic (MP) pollution in rivers and anthropogenic environments and to provide new information on their fate over a wide size continuum (25-5,000 µm), different experiments have been initiated at the scale of the Seine catchment, from the headwaters to Poses. To evaluate the difference in PM pollution between rural and urbanized areas, the pollution of surface water in the Orgeval basin was studied in February and March 2021. To compare PM concentrations in the Seine upstream and downstream of Paris, four sampling campaigns during low and high-water periods were conducted between Marnay and Poses. We used a new in-situ pump and cascade filtration system (UFO) to sample larger volumes and increase the representativeness of the results and PM down to 25 µm. The samples and data are currently being processed and only a portion of the data is presented in this report. These preliminary data show no clear spatial pattern between upstream and downstream of Paris, but do highlight a greater variability in polymer type observed downstream.*

### Key points

- ✓ *No clear spatial pattern between upstream and downstream sites.*
- ✓ *Higher polymer diversity on downstream sites.*
- ✓ *A deeper exploration of the results is in progress.*

## Introduction

Le plastique est fondamental pour de nombreuses applications, de l'emballage au matériel de pêche, en passant par les vêtements, les revêtements de haute technologie, les matériaux de construction ou les ingrédients des produits de soins personnels (PCP) (GESAMP, 2015). Au niveau mondial, 359 millions de tonnes (2018) de plastiques sont produites chaque année, dont 17 % proviennent d'Europe (Plastics Europe, 2019). L'utilisation extensive et la mauvaise gestion du plastique entraînent une pollution environnementale dans l'air, le sol et l'eau et menacent les organismes, la santé et le fonctionnement des écosystèmes (Jambeck et al., 2015 ; Lau et al., 2020 ; Schmidt et al., 2017). Une grande partie des débris plastiques sont présents dans l'environnement sous forme de microplastiques (MP), de petites particules ≤ 5 mm (Hartmann et al., 2019), qui peuvent pénétrer dans l'environnement directement ou se former par dégradation de plastiques de plus grande taille. Selon la production mondiale de plastique, qui devrait poursuivre sa croissance (Lebreton & Andrady, 2019), les types de polymères contaminants les plus fréquents dans les milieux aquatiques sont, par ordre décroissant de contamination, le polyéthylène (PE) ~ le polypropylène (PP) > le polystyrène (PS) > le chlorure de polyvinyle (PVC) > le polyéthylène téréphtalate (PET) (Koelmans et al., 2019).

Les rivières sont impactées par la pollution par les MP (Lechner et al., 2014 ; Skalska et al., 2020) et jouent un rôle clé dans le transport des MP depuis les sources jusqu'au milieu marin (Buschman et al., 2020 ; Lebreton et al., 2017 ; Schmidt et al., 2017). Elles présentent une grande diversité de structures écologiques et hydrologiques et fournissent d'importants services écosystémiques (par exemple, nourriture, biodiversité, eau potable) (Flipo et al., 2021 ; Wiens, 2002). Les zones urbaines telles que Paris peuvent constituer des sources de MP dans les milieux aquatiques (Mao et al., 2020) par le biais du ruissellement de surface, des débordements des égouts unitaires, des effluents de stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines (STEP), des inondations ou des dépôts atmosphériques (Dris et al., 2016 ; Fahrenfeld et al., 2019).

La Seine traverse de nombreuses zones agricoles, naturelles et intensément urbanisées sur environ 775 km avant de se jeter dans la Manche (Flipo et al., 2021) et, par conséquent, est exposée à la pollution par les MP. Bien que plusieurs études sur les concentrations de macroplastiques (Gasperi et al., 2014 ; Tramoy et al., 2020 ; van Emmerik et al., 2019) et de microplastiques (Dris et al., 2015, 2018 ; Treilles et al., 2018, 2022 ; Unice et al., 2019) dans la Seine aient été menées, des données sur la dynamique et les concentrations de

microplastiques sont encore nécessaires pour comprendre leur source et leur devenir. Tramoy et al. (2019) estiment qu'entre 200 et 300 tonnes de déchets plastiques transitent chaque année en estuaire de Seine. Van Emmerik et al. (2019) ont montré que les flux de macroplastiques sont globalement plus élevés en aval (max. > 1000 items/h) qu'en amont (max. < 300 items/h) de Paris, mais de fortes variations ont été détectées. Depuis 2013, année où la thématique des débris plastiques a été initiée au sein du LEESU (Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains), différents suivis de MP ont été menés en Seine, chacun avec une spécificité. Le premier suivi, réalisé en 2013 et 2014, s'est focalisé sur les fibres anthropiques, synthétiques et non synthétiques. Les concentrations en fibres totales (>50 µm) varient entre 4-108 particules m<sup>3</sup> (Dris et al., 2015), avec des variations importantes, mais qui ne semblent pas liées au débit de la Seine. Un second suivi, réalisé plus récemment, s'est concentré sur les microplastiques dont la taille est supérieure à 80 µm (Treilles et al., 2022). Ce suivi a permis de conclure que les flux de MP sont influencés par l'urbanisation et les conditions hydrologiques, mais qu'il est nécessaire de poursuivre les recherches sur la dynamique des MP dans différentes conditions et sur différents sites.

Dans le cadre de la phase 8 du PIREN-Seine et du programme MeSeine InnEAUvation, la thèse de Cleo Stratmann, financée dans le cadre du projet européen LimnoPlast, vise à étudier plus spécifiquement les microplastiques de plus petites tailles, c'est-à-dire les microplastiques > 25 µm sur le bassin de la Seine et en zone centrale parisienne. Dans ce but, plusieurs évolutions méthodologiques ont été nécessaires sur l'ensemble de la chaîne analytique, de l'échantillonnage des eaux jusqu'à l'analyse de MP par spectroscopie infrarouge. Le travail de thèse de Cleo Stratmann s'articule autour de quatre axes. Le premier est d'étudier la pollution en MP dans les têtes de bassins, qui peuvent être soumises à des pressions agricoles importantes. Dans ce but, un suivi exploratoire a été mené sur le bassin expérimental de l'Orgeval, majoritairement agricole. Un second volet concerne la contamination de l'axe Seine, de Marnay à Poses. Aux quatre sites ateliers du PIREN-Seine (Marnay, Bougival, Triel-sur-Seine et Poses), d'autres sites au sein de la zone centrale parisienne ont été ajoutés pour mieux examiner l'influence de l'agglomération parisienne. Un troisième axe s'attache à mieux comprendre la dynamique des MP en lien avec les matières en suspension de la Seine. Des trappes à sédiments sont notamment déployées sur le site de Bougival. Enfin, le dernier axe est un travail exploratoire sur la modélisation des MP sur le bassin de la Seine, travail qui sera réalisé en collaboration avec Deltares au cours de la mobilité sortante de Cleo Stratmann.

Dans le présent rapport, les résultats préliminaires de l'axe 1 (bassin de l'Orgeval) et de l'axe 2 (contamination de l'axe Seine) sont présentés.

## 1. Matériel et méthodes

### 1.1. Sites et procédure d'échantillonnage

#### 1.1.1. Axe Seine

Afin d'évaluer la concentration en MP sur l'axe Seine, des échantillons ont été prélevés en amont et en aval de Paris à quatre reprises, dans des conditions de faible et de fort débit. Les campagnes d'échantillonnage ont été menées en juillet 2021, novembre 2021, février 2022 et juillet 2022. Les échantillonnages ont été réalisés sur sept sites (Figure 1). Pour la Seine, 2 sites en amont de Paris ont été étudiés (Marnay-sur-Seine S1, Choisy-le-Roi S2) et 4 en aval de Paris (Suresnes S3, Bougival S4, Triel-sur-Seine S5 et Poses S6). La Marne (M1) à Alfortville a également été échantillonnée.

Pendant l'échantillonnage sur le terrain, un système de filtration (Universal Filtering Objects – UFO, développé par l'Université d'Aalborg) (Figure 2) a été utilisé pour filtrer l'eau de la rivière. Ce dispositif permet une filtration en cascade. L'eau de la couche de surface est d'abord pompée à l'aide d'un tuyau d'entrée en acier inoxydable équipé d'une crépine avec un maillage de 5 000 µm pour éviter l'entrée de grands débris et d'un débitmètre. Elle est ensuite filtrée sur un premier filtre avec un seuil de coupure de 300 µm. Le filtrat (< 300 µm) passe ensuite sur deux filtres en parallèle de 10 µm de taille de pore pour collecter les MP de plus petite taille, et le filtrat (<10 µm) est ensuite rejeté en Seine.

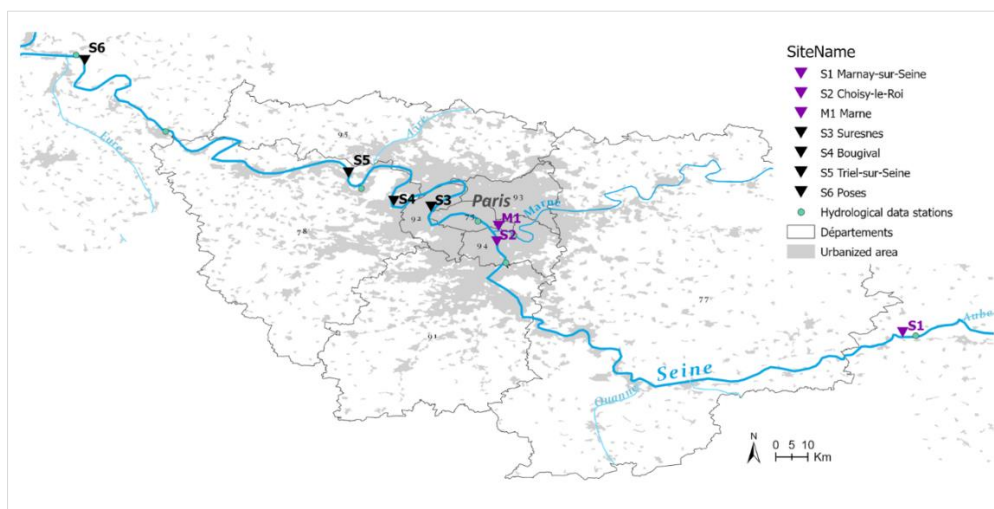


Figure 1 : Carte des sites échantillonnés sur l'axe Seine.

Pour les MP > 300 µm, nous avons échantillonné environ 1 m<sup>3</sup> d'eau. Les volumes exacts pour chaque campagne et site sont spécifiés dans le Tableau 2. En raison du colmatage relativement rapide des deux filtres de 10 µm, nous avons utilisé jusqu'à quatre filtres de 10 µm par site pour permettre de filtrer un volume représentatif. Tous les filtres de 10 µm ont été stockés dans des boîtes de Pétri en verre.

Sur le site de Bougival (S4), pour les deux dernières campagnes d'échantillonnage, six échantillons (S4.1-S4.6) ont été prélevés pour les MP de taille supérieure à 10µm. Pour chacun des six échantillons, le pompage a été arrêté dès le premier colmatage. Ces répliques permettent d'apprécier la variabilité temporelle à très faible pas de temps.



Figure 2 : Illustration du dispositif UFO, développé par l'Université d'Alborg (Danemark).

Au cours de chaque campagne, les paramètres physico-chimiques usuels ont été mesurés *in situ* : turbidité, pH, température et conductivité. Un seau en acier inoxydable a été rempli de 5 à 8 litres d'eau de rivière et les mesures ont été effectuées à l'intérieur du seau.

Tableau 1 : Date des campagnes d'échantillonnage et volume des échantillons considérés.

<i>Site</i>	<i>Campagne</i>	<i>Date</i>	<i>Volume pour les MP &gt; 300 µm (L)</i>	<i>Volume pour les MP &lt; 300 µm (L)</i>
<i>S1</i>	<i>Seine1</i>	<i>13-7-2021</i>	<i>621</i>	<i>368</i>
<i>S2</i>	<i>Seine1</i>	<i>21-7-2021</i>	<i>1026</i>	<i>193</i>
<i>S3</i>	<i>Seine1</i>	<i>22-7-2021</i>	<i>1003</i>	<i>74</i>
<i>S4</i>	<i>Seine1</i>	<i>16-7-2021</i>	<i>1006</i>	<i>121</i>
<i>S5</i>	<i>Seine1</i>	<i>20-7-2021</i>	<i>100</i>	<i>98</i>
<i>S6</i>	<i>Seine1</i>	<i>19-7-2021</i>	<i>98</i>	<i>227</i>
<i>M1</i>	<i>Seine1</i>	<i>12-7-2021</i>	<i>1005</i>	<i>315</i>
<i>S1</i>	<i>Seine2</i>	<i>3-11-2021</i>	<i>930</i>	<i>930</i>
<i>S2</i>	<i>Seine2</i>	<i>9-11-2021</i>	<i>997</i>	<i>361</i>
<i>S3</i>	<i>Seine2</i>	<i>11-11-2021</i>	<i>380</i>	<i>380</i>
<i>S4</i>	<i>Seine2</i>	<i>10-11-2021</i>	<i>982</i>	<i>118</i>
<i>S5</i>	<i>Seine2</i>	<i>11-11-2021</i>	<i>999</i>	<i>451</i>
<i>S6</i>	<i>Seine2</i>	<i>4-11-2021</i>	<i>1008</i>	<i>305</i>
<i>M1</i>	<i>Seine2</i>	<i>2-11-2021</i>	<i>1011</i>	<i>184</i>
<i>S1</i>	<i>Seine3</i>	<i>22-2-2022</i>	<i>1005</i>	<i>113</i>
<i>S2</i>	<i>Seine3</i>	<i>17-2-2022</i>	<i>1001</i>	<i>187</i>
<i>S3</i>	<i>Seine3</i>	<i>16-2-2022</i>	<i>1120</i>	<i>237</i>
<i>S4</i>	<i>Seine3</i>	<i>21-2-2022</i>	<i>1006</i>	<i>NA</i>
<i>S4.1</i>	<i>Seine3</i>	<i>21-2-2022</i>	<i>NA</i>	<i>61</i>
<i>S4.2</i>	<i>Seine3</i>	<i>21-2-2022</i>	<i>NA</i>	<i>63</i>
<i>S4.3</i>	<i>Seine3</i>	<i>21-2-2022</i>	<i>NA</i>	<i>65</i>
<i>S4.4</i>	<i>Seine3</i>	<i>21-2-2022</i>	<i>NA</i>	<i>67</i>
<i>S4.5</i>	<i>Seine3</i>	<i>21-2-2022</i>	<i>NA</i>	<i>58</i>
<i>S4.6</i>	<i>Seine3</i>	<i>21-2-2022</i>	<i>NA</i>	<i>64</i>
<i>S5</i>	<i>Seine3</i>	<i>23-2-2022</i>	<i>1007</i>	<i>87</i>
<i>S6</i>	<i>Seine3</i>	<i>24-2-2022</i>	<i>1009</i>	<i>87</i>
<i>M1</i>	<i>Seine3</i>	<i>15-2-2022</i>	<i>1011</i>	<i>170</i>
<i>S1</i>	<i>Seine4</i>	<i>22-7-2022</i>	<i>1011</i>	<i>695</i>
<i>S2</i>	<i>Seine4</i>	<i>21-7-2022</i>	<i>982</i>	<i>413</i>
<i>S3</i>	<i>Seine4</i>	<i>20-7-2022</i>	<i>991</i>	<i>587</i>
<i>S4</i>	<i>Seine4</i>	<i>28-7-2022</i>	<i>1009</i>	<i>NA</i>
<i>S4.1</i>	<i>Seine4</i>	<i>28-7-2022</i>	<i>NA</i>	<i>98</i>
<i>S4.2</i>	<i>Seine4</i>	<i>28-7-2022</i>	<i>NA</i>	<i>156</i>
<i>S4.3</i>	<i>Seine4</i>	<i>28-7-2022</i>	<i>NA</i>	<i>159</i>
<i>S4.4</i>	<i>Seine4</i>	<i>28-7-2022</i>	<i>NA</i>	<i>168</i>
<i>S4.5</i>	<i>Seine4</i>	<i>28-7-2022</i>	<i>NA</i>	<i>122</i>
<i>S4.6</i>	<i>Seine4</i>	<i>28-7-2022</i>	<i>NA</i>	<i>146</i>
<i>S5</i>	<i>Seine4</i>	<i>26-7-2022</i>	<i>999</i>	<i>424</i>
<i>S6</i>	<i>Seine4</i>	<i>25-7-2022</i>	<i>940</i>	<i>940</i>
<i>M1</i>	<i>Seine4</i>	<i>27-7-2022</i>	<i>1002</i>	<i>549</i>

### 1.1.1. Bassin de l'Orgeval

Le bassin versant de l'Orgeval (104 km<sup>2</sup>), bassin particulièrement étudié dans le cadre du PIREN-Seine, est situé à environ 60 km à l'est de Paris et est un affluent du Grand Morin (Figure 1). Ce bassin versant rural est principalement utilisé pour l'agriculture (81%) et est donc fortement anthropisé. La partie restante du bassin versant est couverte de forêts (18%) et de zones urbaines (1%). Des données hydrologiques, sur la qualité de l'eau et météorologiques des dernières décennies sont disponibles (INRAE).

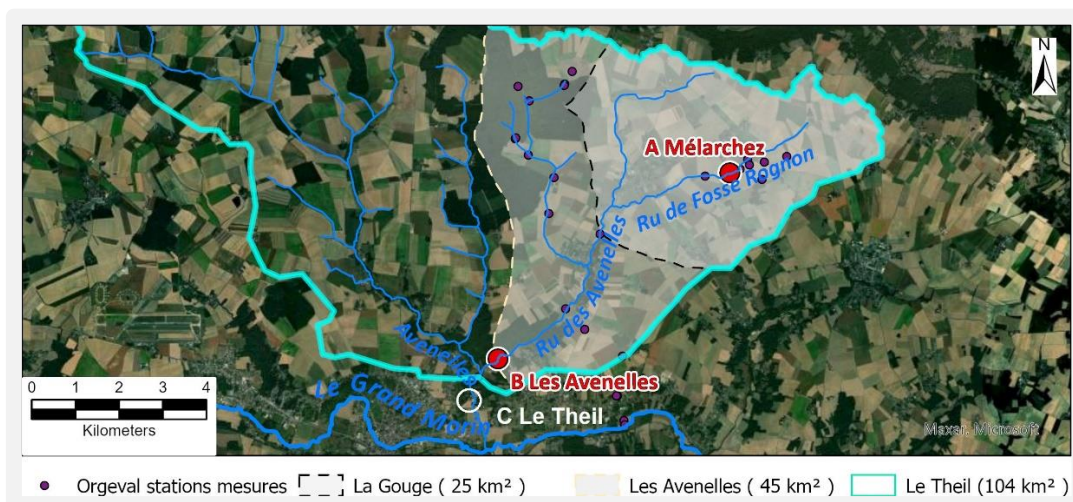


Figure 3 : Carte du bassin de l'Orgeval (Oracle.gis).

Nous avons échantillonné trois sites (A-Mélarchez, B-Les Avenelles, C-Le Theil ; Figure 3) le long des ruisseaux Ru de Fosse Rognon, Ru des Avenelles, et Avenelles. Deux campagnes de prélèvements ont été réalisées en 2021, respectivement le 16 février 2021 et le 16 juin 2021 (Tableau 3). En février 2021, afin d'évaluer nos anciennes pratiques d'échantillonnage dans un nouveau contexte comme celui du bassin de l'Orgeval, des échantillons d'eau d'environ 10 L ont été prélevés manuellement pour l'analyse des MP à l'aide d'un seau en acier inoxydable (niveaux d'eau bas autour de 30 cm). Le seau a été rincé trois fois avant l'échantillonnage. Ensuite, l'eau a été versée dans un entonnoir en verre sur une bouteille en verre propre et à travers un tamis métallique de 5 000 µm. Cette opération a été répétée jusqu'à ce que la bouteille soit pleine et l'ouverture de la bouteille a ensuite été recouverte d'une feuille d'aluminium et fermée avec un bouchon en plastique directement après l'échantillonnage. Afin d'assurer la comparabilité des approches, les échantillons prélevés sur l'Orgeval ont été ensuite filtrés sur des filtres de 300 µm et de 10 µm au laboratoire pendant le traitement. Des échantillons pour l'analyse de matières en suspension et pour déterminer la granulométrie de ces matières en suspension ont été également prélevés.

En juin 2021, parallèlement au prélèvement manuel d'un échantillon de 20 L, l'échantillonnage a été réalisé grâce au dispositif UFO. Pour les MP > 300 µm, des volumes entre 35,9 et 62,2 L ont été prélevés. Pour les MP > 10 µm, 35,9 L ont été filtrés. Lors d'une autre campagne d'échantillonnage en mars 2022, les sites d'échantillonnage A, B et C ont été échantillonnés avec le dispositif UFO (résultats non présentés en raison d'analyses encore en cours). Au cours de chaque campagne, les paramètres physico-chimiques usuels (température, pH, conductivité) ont également été mesurés.

Tableau 2 : date des campagnes d'échantillonnage sur le bassin de l'Orgeval et volumes échantillonnés.

Site ID	Nom de l'échantillon	Campagne	Nom du site	Volume prélevé manuellement (L)	Volume prélevé à l'UFO (L)
B	B1	Février	Avenelles	8,51	NA
A	A1	Février	Mélarchez	9,23	NA
B	B2	Juin	Avenelles	22,35	NA
B	B3	Juin	Avenelles	NA	35,9
B	NA	Juin	Avenelles	NA	62,2

## 1.2. Analyse des microplastiques

Les échantillons d'eau ont été analysés en suivant quatre étapes principales : 1) filtration (réduction du volume), 2) élimination de la matière organique par oxydation, 3) élimination de la matière inorganique par séparation densimétrique, et 4) concentration de l'échantillon purifié. Tous les échantillons de cette étude suivent ce protocole, avec quelques différences pour les échantillons collectés manuellement. Un blanc de procédure de laboratoire a été effectué pour chaque lot d'échantillons traités.

Les échantillons d'eau brute ont été filtrés sur des filtres métalliques (maille de 10 µm, 47 mm de diamètre). Le flacon ayant contenu l'échantillon et le kit de filtration ont été rincés trois fois successivement à l'eau du robinet, à l'éthanol, puis de nouveau à l'eau du robinet. Le matériel collecté sur les filtres a ensuite été remis en suspension : les filtres ont été rincés au-dessus d'un bécher en verre propre puis ajoutés au bécher. Le bécher a ensuite été recouvert d'une feuille d'aluminium et a subi deux minutes d'ultrasonication.

Les filtres de 300 µm et de 10 µm utilisés lors du prélèvement avec l'UFO, de 16 cm de diamètre, ont été respectivement découpés en morceaux et introduits dans un bécher en verre propre, puis ont subi deux minutes d'ultrasonication pour remettre l'échantillon en suspension dans la solution.

Les échantillons bruts et les échantillons prélevés par l'UFO ont ensuite subi une oxydation humide au peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) suivie d'une séparation par densité à l'aide d'une solution d'iodure de sodium (NaI). L'H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a été ajouté aux échantillons remis en suspension de façon à atteindre une concentration finale de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 10 % en volume. Les béchers ont été équipés d'un agitateur magnétique recouvert de Téflon et placés sur une plaque chauffante (30 °C) avec une vitesse d'agitation de 150-200 rpm ou placés dans un bain-marie à agitation (30 °C) pendant 18-24 heures.

Après cette étape d'oxydation par voie humide, les filtres ou morceaux de filtres ont été rincés avec de l'eau du robinet filtrée, trois fois sur chaque face. Les échantillons obtenus sont filtrés sur des filtres en acier inoxydable de 10 µm.

Pour les échantillons bruts, une étape de filtration à 300 µm est réalisée au préalable, afin de séparer la fraction correspondante du reste de l'échantillon. Compte tenu du petit nombre de particules présent, cette fraction ne subit pas de traitement de séparation en densité. En revanche, les particules de grosse taille sont prélevées sur le filtre à la pince et stockées dans une boîte de Pétri en verre propre pour une analyse microscopique et en spectroscopie infrarouge. Ces particules sont trop épaisses pour être caractérisées en mode transmission, et sont donc analysées par réflexion grâce à un module ATR (réflectance totale atténuée). Elles sont également examinées au stéréomicroscope, leur couleur notée et leur géométrie analysée à l'aide d'un logiciel d'imagerie (ImageJ).

L'étape suivante de séparation par densité permet d'éliminer les particules minérales, largement majoritaires, des MP. Les échantillons présents sur les filtres de 10 µm sont remis en suspension dans une solution de NaI de densité 1,63-1,70 g/cm<sup>3</sup>. Les filtres sont ajoutés à cette solution. Après deux minutes d'ultrasonication, les filtres sont rincés trois fois avec du NaI puis retirés. La solution est ensuite placée dans les unités de séparation par densité JAMMS (Nakajima et al., 2019), remplie de NaI et laissée pendant 18-24 heures. Ensuite, le surnageant dans l'unité JAMMS est récupéré, puis filtré sur un filtre en acier inoxydable de 10 µm. L'unité JAMMS et le kit de filtration sont rincés trois fois avec du NaI. Enfin, les filtres sont abondamment rincés avec de l'eau du robinet pour éliminer toute trace de NaI.

Ces filtres sont ensuite remis en suspension selon la même procédure que celle utilisée précédemment, puis filtrés sur des filtres en alumine de 0,2 µm (Whatman, anodisc, 2,5 mm de diamètre), filtres conservés dans une boîte de Pétri en verre propre jusqu'aux analyses en spectroscopie infrarouge.

Les types de polymères et les caractéristiques géométriques des particules microplastiques de petite taille ont été caractérisés par microscopie infrarouge à transformée de Fourier (µFTIR). Les spectres de toutes les particules sur le filtre en alumine ont été obtenus par imagerie µFTIR automatique en cartographiant toute la surface du filtre. Un spectre de référence a été pris à partir d'un filtre anodisque propre et vide. Les cartes obtenues par imagerie infrarouge ont été traitées à l'aide du logiciel siMPle (Liu, F. et al., 2019 ; Primpke, S. et al., 2019). Avec le logiciel, les spectres des particules sont comparés aux spectres de référence pour identifier

le type de polymère, et la taille, le volume et la masse des particules sont automatiquement estimés par le logiciel.

### 1.3. Précautions contre la contamination des échantillons

Plusieurs précautions sont prises pour éviter toute contamination des échantillons. Pendant l'échantillonnage, les équipements en plastique ont été évités et le matériel d'échantillonnage des microplastiques a été conservé dans une boîte en aluminium avec un couvercle. Les ouvertures des seaux, entonnoirs ou bouteilles ont été recouvertes de papier d'aluminium afin d'éviter le dépôt de microplastiques sur les surfaces en contact avec l'échantillon. Les sources potentielles de microplastiques sur le site d'échantillonnage et pendant l'échantillonnage, telles que la couleur et le matériau des vêtements des personnes présentes sur le site, ont été documentées. Des vêtements et des matériaux naturels ont été portés dans la mesure du possible. Le matériel d'échantillonnage a été nettoyé avant d'être utilisé en laboratoire à l'aide d'éponges et de brosses entièrement fabriquées à partir de matériaux naturels (sans plastique). Le seau d'échantillonnage en métal a été nettoyé sous l'eau du robinet, puis rincé avec de l'eau du robinet filtrée à 2,7 µm, de l'éthanol et à nouveau de l'eau du robinet filtrée à 2,7 µm, avant que l'ouverture ne soit recouverte de papier d'aluminium.

Au laboratoire, les mesures de prévention de la contamination suivantes ont été prises. Toute la verrerie a été calcinée (2 h à 525 °C) avant d'être utilisée. Les filtres en acier inoxydable de toutes mailles utilisés à toutes les étapes du protocole ont également tous été calcinés. Une blouse de laboratoire en coton était toujours portée, les gants synthétiques étaient évités lorsqu'ils n'étaient pas nécessaires pour des raisons de sécurité (uniquement nécessaires pour le traitement au H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Toutes les étapes du traitement ont été effectuées sous une hotte à flux laminaire. Toutes les surfaces de travail ont été nettoyées avant utilisation avec un essuie-tout en coton en utilisant de l'eau du robinet filtrée et de l'éthanol filtré. Les matériaux de laboratoire contenant des pièces en plastique ont été évités. Les tubes des dispositifs de filtration (connecteur à la pompe) ont fait exception, mais ils n'étaient pas en contact avec l'échantillon.

## 2. Résultats préliminaires

Une partie des échantillons est encore en cours d'analyse. À cet égard, nous tenons à souligner que les données présentées dans la section suivante sont préliminaires, non complètes et n'ont pas fait l'objet d'une étape de validation finale. Dans ce rapport, les résultats préliminaires des MP > 25 µm – 300 µm sont présentés pour trois des quatre campagnes d'échantillonnage (Seine1, Seine2, et Seine3). Les résultats préliminaires des campagnes d'échantillonnage d'Orgeval sont également présentés.

### 2.1. Microplastiques sur l'axe Seine

Les résultats sont présentés dans les Figure 4 et Figure 5. Sur l'ensemble des échantillons, les six polymères les plus répandus sont les suivants (classés par ordre décroissant d'occurrence, Figure 4) : PP (polypropylène, n=2929), PE (polyéthylène, n=1207), PS (polystyrène, n=523), PVC (chlorure de polyvinyle, n=61), Polyester (y compris PET, n=54), et PU (polyuréthane, n=45). Nous avons également trouvé des polymères tels que l'acrylique (n=39), l'ABS (acrylonitrile butadiène styrène, n=23), le SBR (caoutchouc styrène butadiène, n=13), et le PA (polyamide, n=11). L'alkyde (n=8), le copolymère de vinyle (n=2), l'acétate de polyvinyle (n=2), la peinture acrylique (n=1), l'époxy (n=1), et la fibre pan acrylique (n=1) ont été détectés en faibles quantités. La distribution relative des types de polymères semble cohérente entre les échantillons, indépendamment du site et/ou du moyen d'échantillonnage.



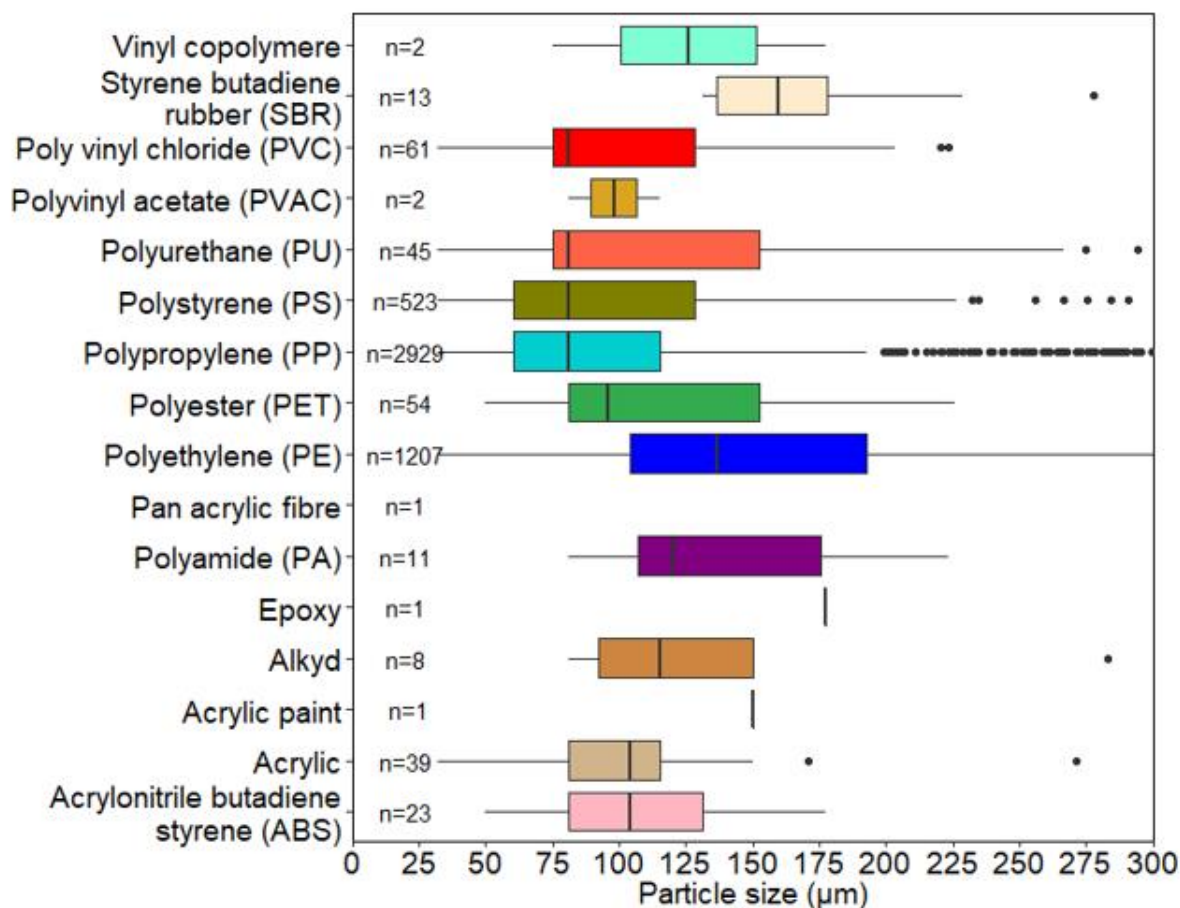


Figure 4 : Occurrence des différents polymères en Seine pour les trois campagnes d'échantillonnage.

Les concentrations de MP varient dans le temps (différences par site, par exemple S3, entre juillet, novembre et février) et spatialement (différences entre les sites par campagne, par exemple S1 et S3 en juillet) (Figure 5). Dans l'ensemble, si les sites d'échantillonnage en amont (S1, S2, M1) présentent des concentrations de MP plus faibles (min-max : 15-60 particules  $m^{-3}$ ) par rapport aux sites en aval (S3, S4, S5, S6) (min-max : 692-4 911 particules  $m^{-3}$ ), il n'y a pas de gradient de concentration particulièrement établi en raison d'une forte variabilité observée sur les sites aval. En novembre (Seine2), les concentrations de MP montrent une tendance à l'augmentation de l'amont à l'aval de l'agglomération urbaine (concentration de MP la plus élevée au site S3, 1 964 particules  $m^{-3}$ ), au moins au voisinage proche de la ville, mais qui s'estompe par la suite. En février (Seine3), les plus faibles concentrations de MP ont été observées sur le site S1 (115 particules  $m^{-3}$ ) et les plus fortes concentrations de MP ont été détectées sur le site S6 (4 724 particules  $m^{-3}$ ), avec là encore une variabilité conséquente ne permettant pas de postuler un gradient particulier de contamination.

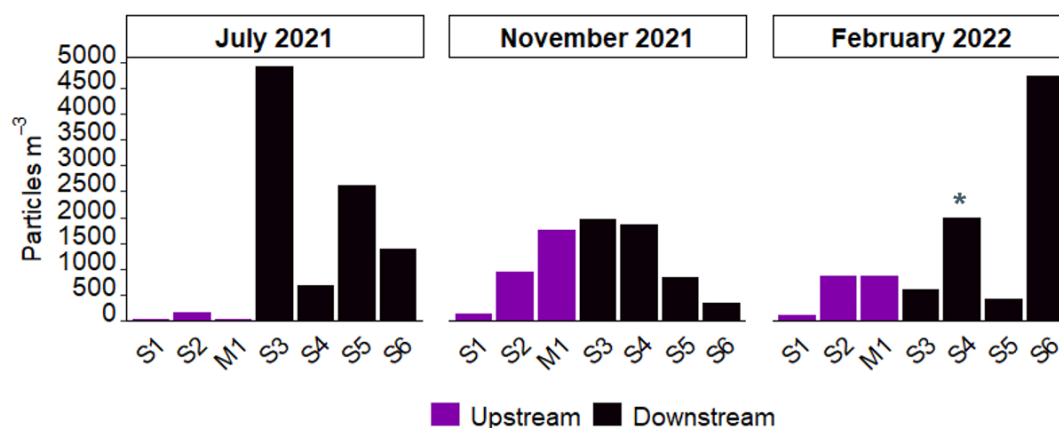


Figure 5 : Concentrations en MP (> 25 µm – 300 µm) pour les trois campagnes d'échantillonnage menées en Seine (juillet 2021, novembre 2021 et février 2022). \*Pour février 2022, concentration moyenne calculée sur les six triplicats réalisés.

La variation temporelle à court terme des concentrations de MP a été évaluée en prélevant consécutivement six échantillons individuels successifs sur le site d'échantillonnage à Bougival, pendant la durée moyenne d'échantillonnage d'environ quatre heures, pour les campagnes d'échantillonnage Seine3 et Seine4. Les données de la campagne Seine3 présentées Figure 6 suggèrent une grande variabilité entre les échantillons avec des concentrations de MP allant de 359 (S4.6) à 3 169 (S4.2) particules m<sup>-3</sup>. Les échantillons individuels, cependant, montrent une distribution de polymères relativement similaire, dominée par le PP, le PE et le PS.

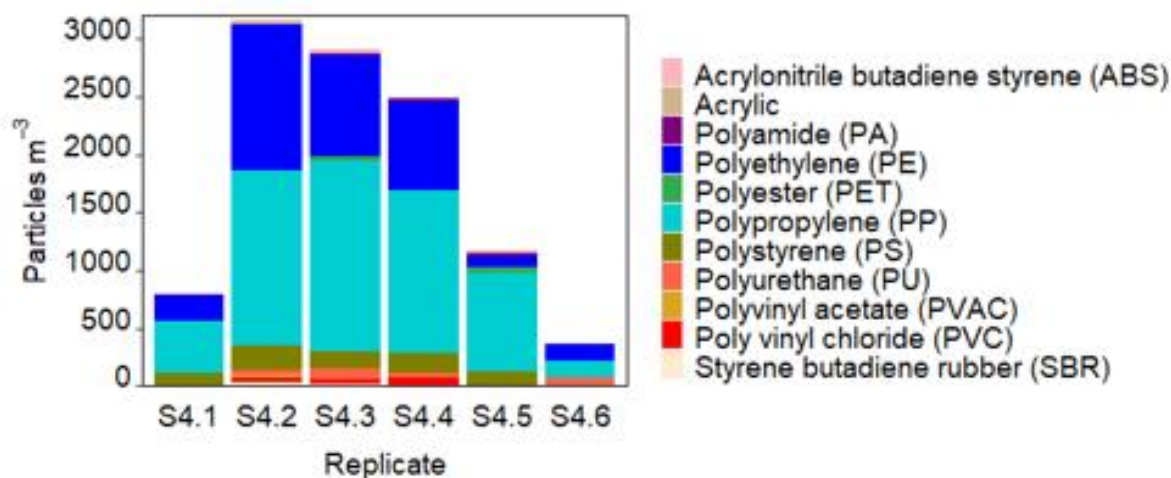


Figure 6 : Concentrations en MP en Seine pour six échantillons individuels successifs à Bougival.

Globalement, les résultats préliminaires de cette étude, à l'instar des données antérieures de Treilles et al. (2022) et de Dris et al. (2015), ne montrent pas de tendance spatiale nette des concentrations de MP entre l'amont et l'aval de Paris. Néanmoins, de fortes variations temporelles et spatiales des concentrations de MP en Seine sont observées. Cela suggère qu'il existerait plusieurs processus, potentiellement complexes, qui conditionnent le transport et le devenir des MP dans la Seine. Une partie de cette variabilité est sans doute à relier à la coexistence de multiples sources de MP le long de la Seine, comme les rejets d'eaux usées, de surverses unitaires de temps de pluie ou d'eaux pluviales, avec des contributions diverses dans le temps. Des sources agricoles sont également possibles. Une partie de cette variabilité pourrait également être liée aux variations de débits de la rivière, piste qui sera prochainement explorée.

Les concentrations obtenues dans le cadre de ce travail apparaissent bien inférieures à celles rapportées par Treilles et al. (2022) sur la Seine. Dans leur étude, sur la gamme de taille 80 – 5 000 µm, des concentrations en MP variant entre 15 et 35 items/L, soit entre 15 000 et 35 000 particules m<sup>-3</sup>, ont été rapportées, contre des

concentrations comprises entre 100 et 4 500 particules  $m^{-3}$ . Une méthodologie d'échantillonnage différente a été cependant utilisée entre ces deux études : un filet à plancton de maille 80 µm déployé depuis un pont pour l'étude de Treilles et al. (2022) contre un échantillonnage depuis la berge et la surface de l'eau ici.

## 2.2. Microplastiques sur le bassin de l'Orgeval

Seuls des résultats partiels et préliminaires concernant les concentrations de MP (> 25 – 300 µm) dans le bassin de l'Orgeval sont présentés Figure 7. Pour le site d'échantillonnage A (Mélarchez), aucun MP n'a été trouvé. Les MP du site d'échantillonnage B (Avenelles) varient de 353 à 2 148 particules  $m^{-3}$ . L'échantillon B1 (février 2021) ne contenait que du polyester (n=3, 353 particules  $m^{-3}$ ), tandis que les échantillons B2 (juin 2021, n=48) contenaient du polyester (45 particules  $m^{-3}$ ) et du PP (2 103 particules  $m^{-3}$ ). La plupart des types de polymères ont été trouvés dans l'échantillon prélevé avec l'UFO, B3 (juin 2021, n=71), avec principalement du PE (1086 particules  $m^{-3}$ ), suivi du PP (808 particules  $m^{-3}$ ) et de l'acrylique, du PVC et du polyester (28 particules  $m^{-3}$  chacun).

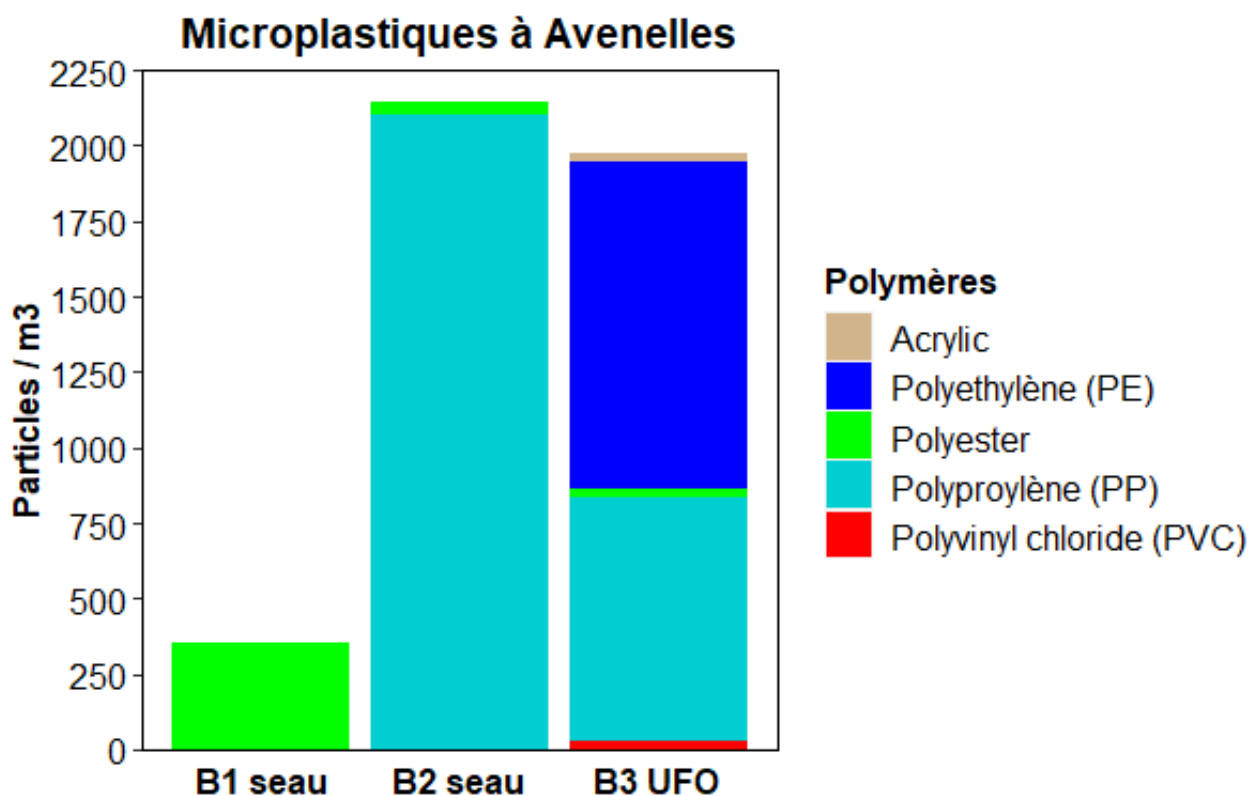


Figure 7 : Contamination en MP des eaux de surface du bassin de l'Orgeval.

## Conclusions et perspectives

L'évaluation des MP dans les rivières qui traversent les agglomérations urbaines est intéressante pour identifier les sources, les puits et les voies de dissémination des MP et pour quantifier et modéliser la pollution par les MP afin de développer des stratégies d'atténuation. Afin de mieux comprendre la pollution par les MP dans les eaux de surface et les environnements anthropiques et de fournir de nouvelles informations sur les concentrations et le devenir des MP, nous étudions le bassin versant du Grand Paris et de la Seine. Pour comparer les concentrations de MP dans la Seine en amont et en aval de Paris, nous avons mené quatre campagnes d'échantillonnage de surveillance sur sept sites d'échantillonnage, y compris la Marne. Ici, nous avons utilisé un système de filtration en cascade (UFO) pour échantillonner de plus grands volumes d'eau et obtenir des résultats plus représentatifs des MP jusqu'à 25 µm. Les résultats préliminaires de trois campagnes d'échantillonnage comparant l'amont et l'aval sont disponibles. Bien qu'aucune tendance distincte des concentrations de MP en amont et en aval de Paris ne puisse être observée, les données suggèrent que la contamination des eaux de surface est fortement variable dans le temps et l'espace et que le devenir des MP est probablement régi par des processus locaux et complexes. Les résultats obtenus dans le bassin de l'Orgeval

indiquent également une contamination des cours d'eau par les MP. Les concentrations observées se situent dans une fourchette similaire à celle de la Seine.

A court terme, les données préliminaires présentées dans ce rapport doivent être complétées par les résultats de la dernière campagne d'échantillonnage (Seine4) et analysées en conjonction avec d'autres paramètres environnementaux pour tirer des conclusions.

A plus long terme, des travaux complémentaires seront menés pour mieux comprendre la dynamique des MP en lien avec les matières en suspension de la Seine. De même, un travail exploratoire sur la modélisation des MP sur le bassin de la Seine, en collaboration avec Deltares au cours de la mobilité sortante de Cleo Stratmann, sera réalisé.

Les résultats finaux de cette étude pourront aider à identifier les sources et les voies de dissémination des microplastiques dans la Seine et aider les responsables politiques et les décideurs à mieux aborder la pollution environnementale et à planifier des actions d'atténuation.

## Remerciements

La thèse de doctorat de Cleo Stratmann est menée dans le cadre de *LimnoPlast - Microplastics in Europe's Freshwater Ecosystems: from sources to solutions* - projet financé par le programme de recherche et d'innovation Horizon 2020 de l'Union européenne, dans le cadre de la convention de subvention n° 860720 (*European Union's Horizon 2020 research and innovation program under grant agreement No 860720*). L'accès au Micro-FTIR a été accordé par la plateforme PRAMMICS de l'OSU-Efluve. Les échantillonnages au niveau des sites en aval de l'agglomération Parisienne, intégrés à l'Observatoire MeSeine du SIAAP, ont été réalisés avec l'aide de son équipe technique dédiée, Robin Richoux et Erwan Garcia Gonzalez.

## Références

- Brandes, E., Henseler, M., & Kreins, P. (2021). Identifying hot-spots for microplastic contamination in agricultural soils—A spatial modelling approach for Germany. *Environmental Research Letters*, 16(10), 104041. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac21e6>
- Buschman, F., van der Linden, A., & Markus, A. (2020). *Riverine transport of microplastics from the Dutch border to the North sea* [Other]. oral. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-11223>
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of The Total Environment*, 671, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>
- Dorchies, D., Thirel, G., Jay-Allemand, M., Chauveau, M., Dehay, F., Bourgin, P.-Y., Perrin, C., Jost, C., Rizzoli, J.-L., Demerliac, S., & Thépot, R. (2014). Climate change impacts on multi-objective reservoir management: Case study on the Seine River basin, France. *International Journal of River Basin Management*, 1–19. <https://doi.org/10.1080/15715124.2013.865636>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., & Tassin, B. (2018). Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: Sampling methodological aspects and flux estimations. *Science of The Total Environment*, 618, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.009>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Fahrenfeld, N. L., Arbuckle-Keil, G., Naderi Beni, N., & Bartelt-Hunt, S. L. (2019). Source tracking microplastics in the freshwater environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>
- Flipo, N., Labadie, P., & Lestel, L. (Eds.). (2021). *The Seine River Basin* (Vol. 90). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-54260-3>

- Gasperi, J., Dris, R., Bonin, T., Rocher, V., & Tassin, B. (2014). Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environmental Pollution*, *195*, 163–166. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.001>
- GESAMP. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment* (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). International Maritime Organization.
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, *53*(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, *347*(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, *155*, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>
- Lau, W. W. Y., Shiran, Y., Bailey, R. M., Cook, E., Stuchtey, M. R., Koskella, J., Velis, C. A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M. B., Thompson, R. C., Jankowska, E., Castillo Castillo, A., Pilditch, T. D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., ... Palardy, J. E. (2020). Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, *369*(6510), 1455–1461. <https://doi.org/10.1126/science.aba9475>
- Lebreton, L., & Andrady, A. (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, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, *8*(1), 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., & Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, *188*, 177–181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Liu, F., Olesen, K.B., Borregaard, A.R., & Vollertsen, J. (2019). SiMPle. *Sci. Total Environ.* *671*.
- Löder, M. G. J., & Gerdts, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 201–227). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8)
- Mao, Y., Li, H., Gu, W., Yang, G., Liu, Y., & He, Q. (2020). Distribution and characteristics of microplastics in the Yulin River, China: Role of environmental and spatial factors. *Environmental Pollution*, *265*, 115033. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115033>
- Nakajima, R., Tsuchiya, M., Lindsay, D. J., Kitahashi, T., Fujikura, K., & Fukushima, T. (2019). A new small device made of glass for separating microplastics from marine and freshwater sediments. *PeerJ*, *7*, e7915. <https://doi.org/10.7717/peerj.7915>
- Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M. N., Butterfield, D., & Whitehead, P. G. (2016). A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *18*(8), 1050–1059. <https://doi.org/10.1039/C6EM00206D>
- Nizzetto, L., Rico, A., Van Gestel, K., Selonen, S., Crossman, J., Futter, M., & Jemec Kokalj, A. (2021). *IMPASSE – Impacts of microplastic in agrosystems and stream environments*. Norwegian Institute for Water Research; ISBN 978-82-577-7368-7.
- Papathoma-Köhle, M., Promper, C., & Glade, T. (2016). A Common Methodology for Risk Assessment and Mapping of Climate Change Related Hazards—Implications for Climate Change Adaptation Policies. *Climate*, *4*(1), 8. <https://doi.org/10.3390/cli4010008>
- Plastics Europe. (2019). *Plastics – the Facts*.
- Primpke, S., A. Dias, P., & Gerdts, G. (2019). SiMPle. *Anal. Methods* *11*, 2138–2147.
- Rehm, R., Zeyer, T., Schmidt, A., & Fiener, P. (2021). Soil erosion as transport pathway of microplastic from agriculture soils to aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, *795*, 148774. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148774>

- Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 12246–12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Skalska, K., Ockelford, A., Ebdon, J. E., & Cundy, A. B. (2020). Riverine microplastics: Behaviour, spatio-temporal variability, and recommendations for standardised sampling and monitoring. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101600. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101600>
- Tramoy, R., Gasperi, J., Colasse, L., & Tassin, B. (2020). Transfer dynamic of macroplastics in estuaries — New insights from the Seine estuary: Part 1. Long term dynamic based on date-prints on stranded debris. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110894. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110894>
- Treilles, R., Gasperi, J., Dris, R., Tramoy, R., & Tassin, B. (2018). *Microplastiques en Seine: Premières investigations et estimations des flux à l'échelle du bassin de la Seine*. 13.
- Treilles, R., Gasperi, J., Tramoy, R., Dris, R., Gallard, A., Partibane, C., & Tassin, B. (2022). Microplastic and microfiber fluxes in the Seine River: Flood events versus dry periods. *Science of The Total Environment*, 805, 150123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150123>
- Unice, K. M., Weeber, M. P., Abramson, M. M., Reid, R. C. D., van Gils, J. A. G., Markus, A. A., Vethaak, A. D., & Panko, J. M. (2019). Characterizing export of land-based microplastics to the estuary-Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. *Science of The Total Environment*, 646, 1639–1649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.368>
- van Emmerik, T., Tramoy, R., van Calcar, C., Alligant, S., Treilles, R., Tassin, B., & Gasperi, J. (2019). Seine Plastic Debris Transport Tenfolded During Increased River Discharge. *Frontiers in Marine Science*, 6, 642. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00642>
- Wiens, J. A. (2002). Riverine landscapes: Taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 15.