

# Saône2Rhône

## Rapports scientifiques



Association juste 2



## Impact de l'hydromorphologie sur le stockage de macro- et microplastiques sur les îles et berges de la Saône



## Financements





DÉPARTEMENT  
DE GÉOSCIENCES



PSL



ENTPE  
Laboratoire d'Environnement Spatial des Territoires



juste 2

M2 STEPE, ECOLE NORMALE SUPÉRIEURE - PSL

---

# Impact de l'hydromorphologie sur le stockage de macro- et microplastiques sur les îles et berges de la Saône

---

Apoline ZAHORKA

Encadrement : André-Marie DENDIEVEL et Brice MOURIER - Laboratoire  
d'écologie des hydrosystèmes naturels et anthropisés (LEHNA), ENTPE



OCTOBRE 2024 - FÉVRIER 2025

## RÉSUMÉ

Les rivières sont des lieux de transport des macroplastiques (MaP), qui peuvent être piégés jusqu'à plusieurs années sur le lit majeur, dans des quantités dépendant de caractéristiques comme le courant ou la végétation. Les rivières transportent et déposent aussi des microplastiques (MP), notamment issus de la fragmentation de MaP. Sur les berges et îles de la Saône, une rivière de plaine, les MaP ont été collectés dans des zones de dépôts organiques de crue (bois mort, etc.) puis pesés, caractérisés visuellement et par ATR-FTIR. Les sédiments fins ont été échantillonnés, et les MP extraits et identifiés par micro-FTIR. Les résultats montrent que les dépôts ponctuels dans des zones d'eaux calmes concentrent plutôt des MaP de type *foam* (mousse) tandis que les dépôts diffus avec beaucoup de végétation piègent particulièrement les MaP de type *film*. Ceci pourrait impliquer des modes de piégeage et des temps de résidence différents. Le nombre de MaP déposés augmente quand la puissance spécifique de la rivière diminue. Concernant les MP, leur abondance dans les sédiments avoisine en général 5000 MP/kg sec (dont 53% de polyéthylène), et varie avec la granulométrie et la puissance spécifique. La composition évolue entre l'amont, peu urbanisé, et l'aval, où l'on retrouve plus de polypropylène ainsi que du polychlorure de vinyle, suggérant des sources urbaines et industrielles. Nous n'avons pas observé de concentrations en MP particulièrement élevées sur les sites de piégeage de MaP, mais les secteurs les plus contaminés en MP sont aussi ceux où les concentrations de MaP sur les dépôts de crue sont les plus importantes. Ces résultats confirment l'existence de zones de stockage préférentielles de MaP au niveau des dépôts de débris organiques, et apportent des éléments pour quantifier les stocks et flux de plastique en tenant compte de l'hydromorphologie et de la variabilité (taille, forme) des débris.

## ABSTRACT

Rivers transport macroplastics (MaP), which can remain trapped for several years on the floodplain, in quantities that depend on factors such as current strength and vegetation. Rivers also carry and deposit microplastics (MP), most of them result from the fragmentation of MaP. On the banks and islands of the Saône, a plain river, we collected MaP at sites of organic flood deposit (dead wood, etc.), weighed them, and characterized them visually and using ATR-FTIR. We also sampled fine sediments, from which we extracted and identified MP using micro-FTIR. Our results show that point deposits in calm water areas tend to concentrate MaP of the foam type, while more diffuse deposits with abundant vegetation primarily trap MaP of the film type. This suggests possible different trapping mechanisms and residence times. We found an increased number of trapped MaP when the specific power of the river is low. Regarding MP, their abundance in sediments is generally around 5000 MP/kg dry weight (of which 53% is polyethylene), and this abundance varies with grain size and specific power. We observed a difference in composition from the upstream, less urbanized areas to the downstream, where we found more polypropylene and polyvinyl chloride, indicating distinct urban and industrial sources. We did not observe particularly higher MP concentrations on MaP deposits, but we found that the most MP-contaminated areas also correspond to those with the highest MaP concentrations in flood deposits. These findings confirm the presence of MaP storage areas in deposits of organic debris and provide information for quantifying plastic stocks and flux, taking into account hydromorphology and the variability in debris size and shape.

# Sommaire

|                                                                                |           |                                                                                      |           |
|--------------------------------------------------------------------------------|-----------|--------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Contexte du projet</b>                                                      | <b>3</b>  | 3.3.2 Abondance et composition des microplastiques dans les sédiments fins . . . . . | 22        |
| <b>1 Introduction</b>                                                          | <b>4</b>  | 3.3.3 Comparaison avec l'abondance et la composition des macroplastiques . . . . .   | 23        |
| <b>2 Matériels et méthodes</b>                                                 | <b>9</b>  | <b>4 Discussion</b>                                                                  | <b>25</b> |
| 2.1 Caractérisation de la Saône et de son bassin versant . . . . .             | 9         | 4.1 Composition de la pollution macroplastique des berges de la Saône . . . . .      | 25        |
| 2.2 Choix des sites d'étude et variables environnementales . . . . .           | 10        | 4.2 Où sont stockés les microplastiques sur le lit majeur ? . . . . .                | 26        |
| 2.3 Protocoles de terrain . . . . .                                            | 12        | 4.3 Sources des microplastiques et impact de l'hydrologie sur le dépôt . . . . .     | 27        |
| 2.4 Collecte et analyse des macroplastiques . . . . .                          | 13        | 4.4 Des macro- aux microplastiques : similitudes et différences . . . . .            | 28        |
| 2.5 Analyse des microplastiques dans les sédiments . . . . .                   | 14        | 4.5 Implications et perspectives . . . . .                                           | 29        |
| 2.6 Données et statistiques . . . . .                                          | 14        | <b>Conclusion</b>                                                                    | <b>30</b> |
| <b>3 Résultats</b>                                                             | <b>15</b> | <b>Financements et remerciements</b>                                                 | <b>31</b> |
| 3.1 Contexte hydromorphologique et d'occupation du sol . . . . .               | 15        | <b>Références</b>                                                                    | <b>32</b> |
| 3.2 Nombre et types de macroplastiques piégés sur les sites de dépôt . . . . . | 16        | <b>Annexes</b>                                                                       | <b>38</b> |
| 3.2.1 Description des macroplastiques collectés . . . . .                      | 16        | <b>A Conditions hydrologiques de terrain</b>                                         | <b>38</b> |
| 3.2.2 Concentration en macroplastiques des sites . . . . .                     | 17        | <b>B Détail des sites repérés sur le terrain et présentés dans le rapport</b>        | <b>39</b> |
| 3.2.3 Masse individuelle des macroplastiques . . . . .                         | 18        | <b>C Méthodologie ATR-FTIR</b>                                                       | <b>40</b> |
| 3.2.4 Texture et polymère des macroplastiques . . . . .                        | 18        | <b>D Résultats détaillés des tests de Fisher</b>                                     | <b>41</b> |
| 3.3 Contamination en microplastiques des sédiments . . . . .                   | 21        |                                                                                      |           |
| 3.3.1 Caractérisation des sédiments . . . . .                                  | 21        |                                                                                      |           |

## CONTEXTE DU PROJET

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'un projet, Saône 2 Rhône, porté par une association étudiante "Juste 2.0°C". Il s'est construit autour d'une campagne de terrain le long de la Saône et du Rhône de quatre mois entre mars et juin 2024. Son format a largement contribué à la manière dont le projet scientifique présenté dans ce rapport a été pensé et mené. Des échanges avec toutes les étudiant·es partie prenante ainsi que leurs encadrant·es ont été organisés en amont. Nous avons ensuite navigué pendant trois mois le long de la Saône sur un bateau à bord duquel nous avons vécu, à quatre étudiant·es. J'y ai travaillé sur la pollution plastique des berges, sujet qui fait l'objet de ce rapport. Ce travail s'est déroulé en parallèle d'une étude de la biodiversité des îles fluviales (M2 de Jean-Loup Baudoin), d'un travail en anthropologie sur les modes d'attention à la nature, entre autres la pêche et la pratique de l'inventaire naturaliste (M2 de Valentin Brochet), ainsi que d'une étude en sociologie sur la construction des projets de restauration écologique (projet de Amandine Reist). De plus, avec le soutien de la vingtaine de bénévoles que compte Juste 2.0°C, nous avons rencontré sur l'itinéraire une quarantaine de classes, de la maternelle au collège, ayant

toutes suivi notre projet sur l'année scolaire. Nous avons aussi organisé et animé une trentaine de rencontres ou événements tous publics à destination des riverain·es, à commencer par des visites de bateau. Nous avons ainsi beaucoup invité les habitant·es, batelier·es ou plaisancier·es à nous parler de la rivière et de son état, et les avons parfois suivi·es sur le terrain. Enfin, la navigation a été une source de contraintes (météo et crues, pannes, espace disponible), mais surtout une formidable opportunité pour identifier et accéder à des sites au fil de l'eau.

# 1 Introduction

## Pollution macro- et micro-plastique

Le terme de pollution plastique désigne usuellement l'ensemble des déchets ou fragments constitués de polymères synthétiques qui se trouvent en-dehors des infrastructures d'habitation ou de traitement des déchets. A l'échelle mondiale, la production de plastique annuelle avoisine aujourd'hui les 400 Mt/an, et la production de déchets plastiques les 250 à 300 Mt/an, parmi lesquels 20 Mt/an seraient déversées dans l'environnement (Cottom et al., 2024). Par ailleurs, sur les 6300 Mt de déchets générés entre 1950 et 2015, environ 80% n'auraient été ni recyclées ni incinérées et auraient donc été accumulées dans des décharges ou dans le milieu naturel (Geyer et al., 2017). Selon cette même étude, l'emballage constitue environ 40% de la production de plastiques hors fibres, mais constitue plus de 50% des déchets, sa durée d'utilisation n'étant que de l'ordre de la semaine ou du mois. Ces derniers sont constitués de deux polymères majoritaires, le polyéthylène (PE) et le polypropylène (PP). Le troisième polymère le plus produit est le polychlorure de vinyle (PVC) utilisé essentiellement dans le bâtiment, et ayant une durée d'utilisation de ce fait largement supérieure (plusieurs décennies). Trois autres polymères sont produits de façon importante : le polyéthylène téréphtalate (PET), le polyuréthane (PU), et le polystyrène (PS). Parmi les fibres (environ 12% des déchets générés), le polyester de PET et de polyamide (PA) sont les plus fréquemment produits.

Une fois rejetés (*i.e.* sortis des infrastructures humaines) sur les surfaces continentales, ces débris peuvent être transportés par le vent, le ruissellement ou les cours d'eau. Ils peuvent également connaître une fragmentation physique ou biochimique en débris plus petits (Lechthaler et al., 2020).

On distinguera dans la suite :

- les macroplastiques, désignant usuellement les objets de taille supérieure à 5 cm, en pratique les débris visibles au sol en marchant. Ils peuvent être des objets dont l'usage est encore identifiable, ou des fragments dont l'usage originel est inconnu. Les mésoplastiques, entre 0.5 et 5 cm, seront ici également inclus dans cette catégorie.
- les microplastiques, de taille comprise entre 1  $\mu\text{m}$  et 0.5 cm, en grande partie invisibles à l'œil nu. Au cours de cette étude, les microplastiques extraits et détectés sont de taille supérieure à 25  $\mu\text{m}$ .

Les microplastiques peuvent être primaires (produits tels quels et émis par exemple via les eaux usées) ou secondaires (issus de la dégradation des macroplastiques au cours de leur utilisation ou

après l'émission du déchet dans l'environnement). Leur présence a été constatée dans les sols, la biosphère, les océans et les rivières (Rochman, 2018; Horton et Dixon, 2018). Macro- comme microplastiques peuvent prendre des formes variées et leur texture est usuellement décrite en utilisant quatre catégories : *foam* (mousses), *fiber* (fibres ou tissus), *hard* (plastiques durs), *film* (plastiques souples, pouvant être froissés) (Schwarz et al., 2019).

Dans l'environnement, macro- et microplastiques constituent un danger pour les écosystèmes. Il existe un risque de piégeage ou d'ingestion de macroplastiques par la faune déjà observé chez de nombreuses espèces d'animaux marins. Micro- comme macroplastiques peuvent également contenir des additifs et adsorber d'autres polluants organiques présents dans l'environnement, rendant l'ingestion de microparticules particulièrement nocive pour les organismes (Lechthaler et al., 2020).

## Pollution plastique dans les hydrosystèmes

A l'échelle mondiale, les fleuves émettent un à deux millions de tonnes par an de plastique vers les océans (Lebreton et al., 2017; Meijer et al., 2021), ce qui fait du réseau hydrographique un lieu de transit important. Ce transport peut avoir lieu sous la forme de macroplastiques ou de particules microplastiques. Connaître la pollution plastique en rivière est ainsi un élément de compréhension de la pollution en milieu marin, et de son cycle à l'échelle globale (Al-Zawaidah et al., 2021). Cependant, l'enjeu est aussi d'évaluer le risque sur les écosystèmes associés aux rivières, tout particulièrement le danger pour la faune de ces milieux dont les oiseaux sont les espèces les plus impactées (Blettler et Mitchell, 2021). Un potentiel impact négatif sur la végétation et plus particulièrement la pollinisation a également été décrit (Gallitelli et Scalici, 2023).

### Les rivières : des réservoirs de macroplastiques

Moins de 5% des macroplastiques produits sur les continents atteindraient l'océan (Meijer et al., 2021). Les rivières sont donc des réservoirs de macroplastiques, où ces derniers sont soumis à des processus complexes de piégeage et de remobilisation (Van Emmerik et al., 2022). Ces temps de résidence peuvent dépasser la décennie, comme cela a par exemple été observé en France sur les berges de la Seine (Tramoy et al., 2020b). D'après les études menées par exemple sur le Rhin (Van Emmerik et al., 2023) et sur le Rhône (Castro-Jiménez et al., 2019), l'essentiel du transport des débris par le courant se concentrerait au moment ou quelques jours après les crues. A ces périodes, l'eau inonde les berges et le courant devient plus puissant, ce qui suppose la présence de plastiques remobilisables sur le lit mineur ou majeur. En plus des impacts directs de la présence des macroplastiques, cet important temps de résidence dans et autour de la rivière laisse place à une possible fragmentation physique ou biochimique en méso- et microplastiques dans les cours d'eau, mécanisme encore assez peu quantifié (Liro et al., 2023, 2024).

Une compilation d'études sur la pollution macroplastique dans plusieurs environnements fluviaux et lacustres européens conclut que, parmi les macroplastiques identifiables, les trois plus fréquents sont des emballages alimentaires (généralement en PP ou PE), des bouteilles (PET) et bouchons (PE) et des sacs plastiques (PE) (Winton et al., 2020). Ces trois types de macroplastiques sont différents des items généralement prévalents parmi les déchets non-traités, constitués d'objets d'hygiène et sanitaires et de mégots de cigarettes (contenant du cellulose acétate). Ceci souligne

l'existence d'un transport dans l'environnement différent selon l'objet considéré. Le début du devenir d'un macroplastique dans une rivière dépend essentiellement des activités humaines (source et lieu d'émission), mais la suite (transport, dépôt, remobilisation) dépend d'autres facteurs : le courant, la morphologie de la rivière canalisée ou non, la présence de barrages (Liro et al., 2020). Aux facteurs dits "naturels" s'ajoutent ainsi les aménagements humains dans le lit mineur et sur la plaine inondable, ainsi que les propriétés intrinsèques aux objets et débris considérés (forme, taille, densité, ...). De précédents travaux ont permis de préciser les lieux de stockage des macroplastiques le long d'une rivière (Van Emmerik et al., 2022) :

- Sur les berges (détaillé dans la suite),
- Piégés par la végétation flottante (Schreyers et al., 2024),
- Retenus par les infrastructures, barrages ou barrières flottantes (Vriend et al., 2020)
- Dans ou sur les sédiments du lit mineur, notamment en ce qui concerne les polymères les plus denses (Schwarz et al., 2019),
- Retenus dans les lacs, ou les estuaires (Tramoy et al., 2020a).

Concernant les débris stockés le long des berges, ils peuvent provenir directement des terres adjacentes (Battulga et al., 2019; Kiessling et al., 2019) ou d'un dépôt par l'eau (Tramoy et al., 2020b). Ils peuvent être présents sur les sédiments ou dans la végétation. Le dépôt est souvent plus important sur les berges moins pentues, avec un courant faible ou nul (donc dans des portions non canalisées), et avec une végétation importante (Bruge et al., 2018; Cozzolino et al., 2020), notamment une végétation arbustive dense et diversifiée (Cesarini et Scalici, 2022; Gallitelli et al., 2025). De plus, les accumulations de macroplastiques sont souvent localisées sur les zones d'accumulation de bois mort et débris organiques (Tramoy et al., 2021; Liro et al., 2022, 2025). Les zones accumulant les macroplastiques ont également plus souvent été repérées sur l'aval des rivières, laissant penser à une accumulation de ce qui est transporté depuis l'amont (Gallitelli et Scalici, 2022).

Une étude de modélisation à l'échelle de la Suisse conclut que le dépôt diffus le long des berges serait le principal mode de stockage des macroplastiques dans les rivières (Mennekes et al., 2024). La quantité de macroplastiques ainsi stockée serait principalement contrôlée par l'occupation des sols, le débit et la sinuosité des cours d'eau. Le manque de données n'a pas permis de proposer un modèle tenant compte de la diversité des macroplastiques. Pourtant, le transport ou le piégeage d'un macroplastique dépendra aussi de ses caractéristiques (taille, forme, densité, ...). La majorité des plastiques transportés par les rivières est composée de polyéthylène (PE) ou polypropylène (PP), dont la densité est inférieure à 1, mais on retrouverait dans les sédiments une proportion plus importante d'autres composés à la densité plus élevée (polyamide (PA), polyester PET) (Schwarz et al., 2019). La texture du macroplastique est également un facteur à prendre en compte : il a été montré sur la rivière Dunajec (Carpathes) que les proportions de macroplastiques de type *film*, *foam* ou *hard* variaient selon que le site était recouvert ou non de végétation herbacée, arbustive, ou de bois mort (Liro et al., 2022). Sur plusieurs rivières dans le Latium (Italie), il a été établi que les macroplastiques piégés par la végétation étaient très majoritairement de type *film*. Enfin, des observations réalisées dans cette même région suggèrent une différence entre les macroplastiques retrouvés en aval et ceux retrouvés en amont, ces derniers étant de taille plus imposante et

généralement constitués de déchets sauvages (Gallitelli et Scalici, 2022).

### ... et des réservoirs de microplastiques

Les rivières sont aussi des lieux d'émission, de transit et de stockage de microplastiques, avec des processus similaires à ceux observés dans le cadre du transport sédimentaire. Ce transport n'est pas linéaire, et le dépôt de microplastiques peut se faire dans les sédiments des berges ou du lit mineur. Le dépôt de microplastiques aurait lieu dans les configurations où la géométrie du cours d'eau entraîne une diminution de la contrainte de cisaillement exercée par l'écoulement de l'eau, ce qui favorise la sédimentation des particules, ainsi que pendant la décrue. La remobilisation se produit lors de processus d'érosion ou des crues. Les propriétés des microplastiques (taille, forme ou texture et type de polymère) impactent ce transport ou dépôt (Horton et Dixon, 2018; Gao et al., 2024). Par exemple, une étude sur l'Elbe a montré que, par rapport à l'eau, les sédiments benthiques contenaient plus de sphères et de fragments, moins de fibres, une plus grande diversité de polymères surtout lourds, et des particules plus petites (Scherer et al., 2020).

Les concentrations de microplastiques dans les eaux de rivières européennes sont généralement de quelques centaines de particules par mètre cube. L'ordre de grandeur des concentrations en microplastiques retrouvées dans les sédiments (en suspension ou déposés sur le fond ou les berges) est bien plus important : on retrouve généralement quelques centaines à plusieurs milliers de particules par kilogramme de sédiment. Il s'agit majoritairement de PE, de PP et de PS. Les méthodes n'étant pas standardisées, le protocole d'extraction et les instruments d'analyse utilisés sont des sources d'incertitude importantes (Gao et al., 2024).

La présence de microplastiques dans les sédiments de berges dépend au premier ordre de la granulométrie et du taux de matière organique (Gonzalez-Saldias et al., 2024). Elle dépend également des sources humaines et a pu être corrélée à divers facteurs tels que l'occupation du sol (Gonzalez-Saldias et al., 2024), la proximité de sites de production de plastiques (Dendievel et al., 2023), la présence en amont d'aires urbaines et industrielles (Dhivert et al., 2024), ou de décharges sauvages (Kiss et al., 2021). Cependant, il est difficile de corrélérer les concentrations en microplastiques avec ces facteurs anthropiques dès lors que les sites d'étude n'ont pas une morphologie homogène. D'autres facteurs peuvent impacter la concentration, par exemple la localisation du site dans le chenal, en intérieur ou en extérieur de méandre (Klein et al., 2015; Corcoran et al., 2020).

Il est par ailleurs possible qu'une partie des microplastiques soit issue de la fragmentation physique ou biochimique des macroplastiques présents dans la rivière (Liro et al., 2023) mais peu d'études couvrent simultanément macro- et microplastiques (Blettler et al., 2017). L'existence d'une corrélation entre classes de tailles de plastiques n'est pas systématique et évidente mais pourrait dans certains cas indiquer une fragmentation *in situ* (Lahens et al., 2018; Battulga et al., 2019). Des concentrations très élevées en microplastiques ont aussi été mises en évidence sur les sites d'accumulation très importante de macroplastiques sur la Seine (Ledieu et al., 2024). Ceci renforce l'intérêt d'une étude des microplastiques présents dans les sédiments près des sites de dépôt de macroplastiques.

## Flux et stockage de plastique le long du Rhône et contribution potentielle de la Saône

Plusieurs études ont estimé des flux de micro- ou macroplastiques sur le Rhône, s'agissant d'une source potentiellement majeure de la pollution plastique en Méditerranée. En ce qui concerne les macroplastiques, la seule étude de terrain réalisée à Arles par comptage visuel depuis un pont estime le flux à 223 000 items/an ou 0.73 t/an (Castro-Jiménez et al., 2019). Ce flux présente des pics peu après les périodes de crues. Ce résultat suggère l'existence de macroplastiques remobilisés lors des crues entre l'amont et l'aval du bassin versant. En ce qui concerne les microplastiques, les mesures de flux à Arles sont de l'ordre de quelques tonnes de microplastiques par an, avec 1 à 2 ordres de grandeur d'incertitude (Schmidt et al., 2018; Constant et al., 2020).

Le stockage de macroplastiques (> 25 mm), méso- et gros microplastiques (limite de détection : 0.1 mm) sur les berges a fait l'objet d'une estimation sur 5 sites de l'amont du Rhône à la mer (Lavergne et al., 2024). L'échantillonnage a été réalisé sur une bande de 1 m de berge. L'abondance standardisée de macroplastiques, majoritairement des petits fragments, est de 260 macroplastiques pour 100 m de berge en moyenne. Les stations du Rhône amont sont de l'ordre de cinq fois moins chargées que celles du Rhône aval (alentours de Valence et Arles). En ce qui concerne le stockage de microplastiques dans les sédiments, une quantification réalisée sur deux carottes du Rhône ainsi que sur des dépôts récents a montré des concentrations de l'ordre de  $10^4$  particules / kg de sédiment sec (limite de détection : 32  $\mu$ m) dans les sédiments des dernières années, avec une concentration près de trois fois plus importante en aval de Lyon par rapport au Rhône amont en ce qui concerne les sédiments récents (Dhivert et al., 2024). Cette augmentation est principalement reliée aux sources industrielles présentes à l'aval de la métropole de Lyon.

La contribution relative de la Saône, affluent du Rhône à Lyon (69), au flux de macro- et microplastiques et son niveau de contamination n'ont pas fait l'objet d'études publiées. On sait cependant qu'elle présente un niveau de contamination élevé en plusieurs micropolluants organiques ou inorganiques, dont le transport se fait généralement aussi majoritairement pendant les épisodes de crues (Delile et al., 2020). Le débit de la Saône à Lyon est comparable à celui du Rhône amont. La période de crues s'étale sur tout l'hiver, avec parfois des crues dites tardives au printemps. Du fait de son régime pluvial océanique qui contraste avec les autres grands affluents du Rhône, la Saône constitue pendant les crues hivernales le plus gros apport de micropolluants au fleuve (de l'ordre de 18% du flux observé en janvier à Beaucaire, à l'aval du Rhône); tandis que les crues d'automne et de printemps sont dominées par la Durance et l'Isère. Ainsi, la collecte de données sur la contamination en macro- et microplastiques le long de la Saône permettrait aussi de préciser les sources et mécanismes de transport de ces polluants d'amont en aval du bassin versant, et d'éclairer les observations déjà réalisées en aval de la confluence avec le Rhône.

## Objectifs et hypothèses

La Saône traverse plusieurs zones urbaines (Chalon-sur-Saône, Mâcon, Villefranche-sur-Saône, puis Lyon) qui constituent de potentielles sources de macro- et microplastiques. Ses crues importantes et régulières ainsi que sa diversité morphologique en font un modèle d'étude intéressant pour préciser l'impact de la morphologie sur le stockage et la remobilisation de macroplastiques.

La présence de berges à sédiments fins permet de réaliser une étude simultanée des macro- et microplastiques sur un même terrain. Notre étude avait les objectifs suivants :

1. Quantifier la pollution macroplastique sur deux types de sites de dépôts de crue (ponctuels ou diffus) des îles et berges de secteurs morphologiquement différents ; pour identifier les zones les plus propices au piégeage de macroplastiques lors des crues (notamment : larges berges à végétation dense ou embâcles ponctuels).
2. Décrire (type d'objets, masse, texture, polymère) les macroplastiques collectés et préciser si ces caractéristiques impactent leur lieu de stockage sur le lit majeur.
3. Etudier l'abondance et la composition (polymères) des microplastiques dans les sédiments d'amont en aval, la contribution des principales aires urbaines à cette pollution, et l'apport potentiel de la fragmentation des macroplastiques présents sur les mêmes sites.

## 2 Matériels et méthodes

### 2.1 Caractérisation de la Saône et de son bassin versant

La Saône est une rivière longue de 473 km qui prend sa source dans les Vosges, à Vioménil (88), et se jette dans le Rhône à Lyon (69). Elle est navigable à partir de Corre (70) au point kilométrique (PK) 407 (figure 1). On parle de Petite Saône (PeS) jusqu'à sa confluence avec le Doubs (au PK 167), son principal affluent au niveau duquel le débit de la rivière double. On parle ensuite de Grande Saône (GrS) jusqu'à Lyon (au PK 0). Elle se jette à Lyon dans le Rhône, fleuve prenant sa source dans les Alpes suisses et se jetant en Méditerranée en Camargue. Aménagée pour la navigation, la Saône a néanmoins conservé son aspect méandrique, dont une vingtaine de méandres recoupés toujours fonctionnels (Amendola et Weingartner, 2020) et plus d'une centaine d'îles (Baudoin, JL, 2024). Elle se caractérise aussi par des crues importantes plusieurs fois par an, durant lesquelles l'eau monte de plusieurs mètres et peut s'étendre sur plusieurs kilomètres dans les terres (Astrade, L, 2005). Un travail de caractérisation hydromorphologique sur l'ensemble du linéaire a été réalisé au cours des années 1990 (Astrade, L, 2005). Les pentes sur le linéaire navigable de la Saône varient de 0,01 à

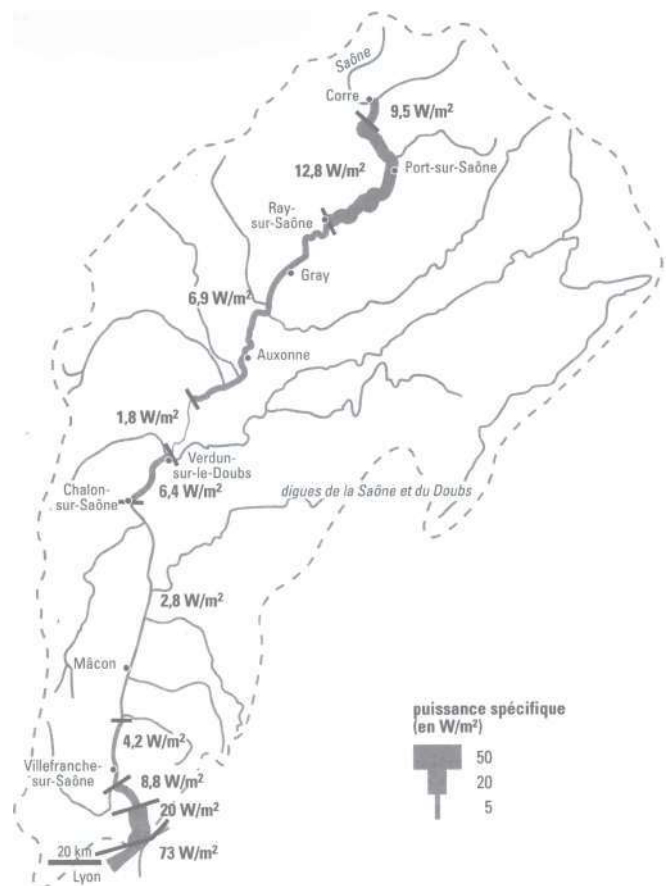


FIGURE 1 – Variation de la puissance spécifique sur les secteurs homogènes de la Saône navigable, carte de Astrade (2005)

0,28 m/km. A titre de comparaison, la confluence avec le Rhône se situe à une altitude de 165 m, pour 300 km de voie navigable jusqu'à la mer, ce qui correspond à un dénivelé d'environ 0,55 m/km. Les pentes sur la Saône sont donc faibles, notamment sur la portion entre Verdun-sur-le-Doubs (PK 167) et Anse (PK 35) où les pentes sont plus de dix fois inférieures au reste du linéaire. Onze tronçons homogènes en termes de caractéristiques hydromorphologiques ont été définis par cette même étude, en se basant notamment sur la largeur du lit mineur, le débit, la puissance spécifique ainsi que la sinuosité, qui varient significativement d'amont en aval (représentation de la puissance spécifique en figure 1). La GrS, à l'exception des 30 derniers km avant Lyon, est ainsi caractérisée par un lit mineur plus large, une pente plus faible, et une puissance spécifique de ce fait plus faible que la PeS. En termes d'occupation du sol (carte en figure 2), l'amont de la rivière traverse essentiellement des terrains agricoles et un peu de forêt, tandis que l'aval de Chalon est beaucoup plus urbanisé, et d'autant plus dans la métropole de Lyon.

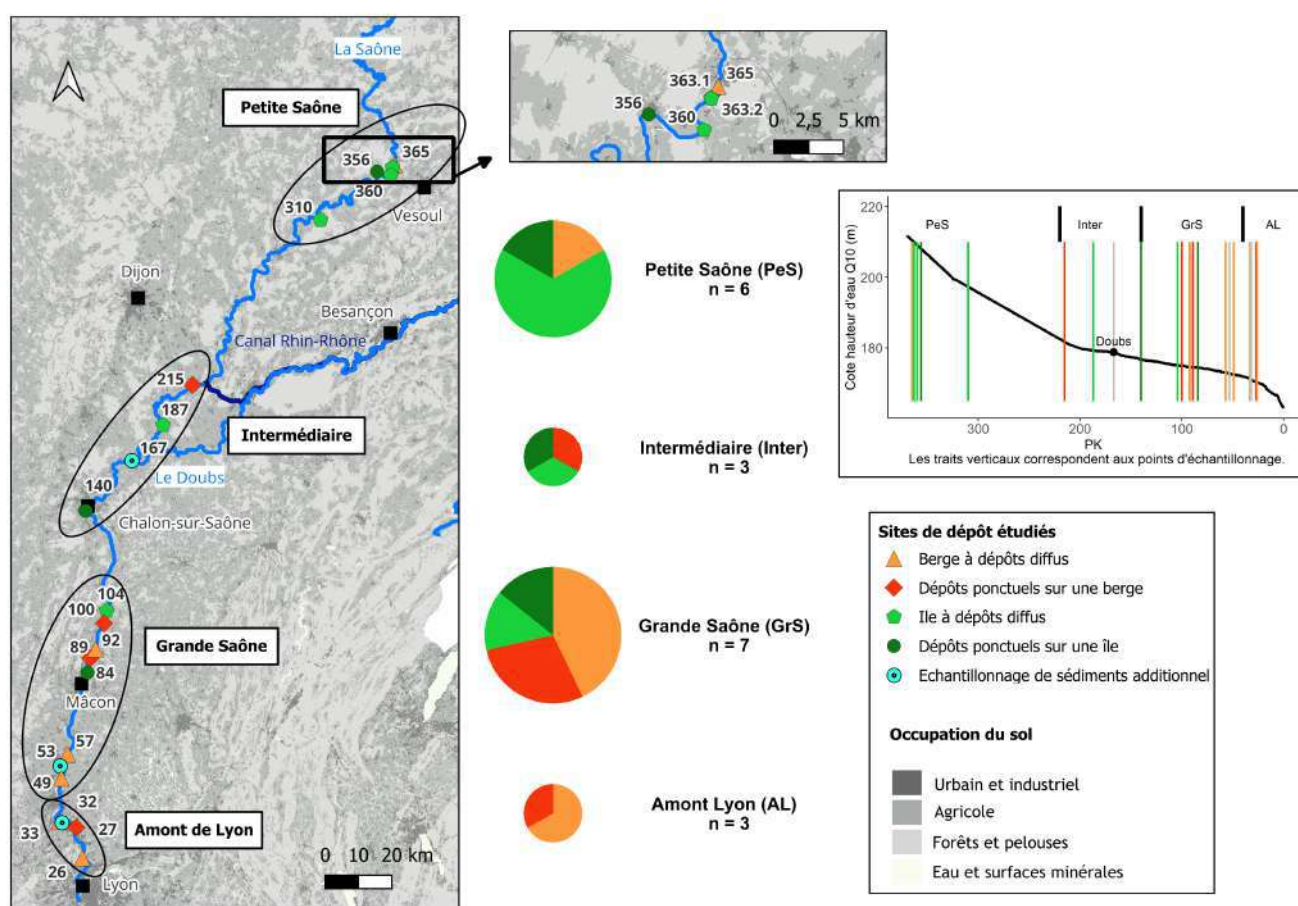


FIGURE 2 – Carte de la Saône présentant les sites de dépôt investigués sur le terrain, et leur répartition dans les quatre zones hydromorphologiquement distinctes. Les sites sont nommés selon leur point kilométrique. Données d'altitude de l'eau en crue décennales compilées et interpolées mises à disposition par Laurent Astrade.

## 2.2 Choix des sites d'étude et variables environnementales

La campagne de terrain a été réalisée dans le contexte d'une navigation de Port-sur-Saône (PK 365) à Lyon (PK 0) entre mars et mai 2024. L'objectif était de cibler des sites présentant des dépôts de bois mort et/ou de débris organiques centimétrique amenés par les crues. Ces sites ont été

pour partie repérés en amont via images aériennes, sinon repérés depuis le bateau (les berges ont été observées de façon systématique pendant la navigation) ou en longeant les berges au cours des quinze escales. Le terrain a été réalisé en période de hautes eaux à la fin des crues hivernales, avant et après une crue tardive en avril (annexe A). Cette dernière a empêché la réalisation du terrain prévu entre les PK 310 et 215. Les dépôts observés avaient tous potentiellement été mobilisés récemment par les crues. Au total, 19 sites ont été repérés et échantillonnés (figure 2 et annexe B).

Les sites ont été caractérisés avec les critères suivants :

- Ile ou berge,
- Dépôt diffus (présence de dépôts plus ou moins importants de façon éparse sur la zone, sans que le dépôt puisse être délimité) ou ponctuel (présence d'un dépôt important sur une zone ne présentant sinon pas ou peu de dépôts).

En croisant les descriptifs choisis (île ou berge et dépôt ponctuel ou diffus), on obtient quatre types de sites repérés et investigués. En figure 3 sont représentées de façon schématique les observations de terrain associées. Ces quatre types ne sont pas répartis de façon homogène entre l'amont et l'aval de la rivière (figure 2). Des îles avaient été ciblées sur l'ensemble du linéaire. Elles présentaient la plupart du temps des dépôts de bois mort à l'exception de l'aval de la GrS, et du secteur Amont de Lyon (AL) où les îles visitées avaient pour l'une des berges emmurées très hautes ne permettant pas le dépôt, pour l'autre était occupée par de l'habitat informel, les éventuels dépôts ayant potentiellement été déplacés. Quant aux dépôts sur les berges, nous n'en avons pas repéré plus en PeS. Sur les sites potentiels investigués, les berges étaient très abruptes.

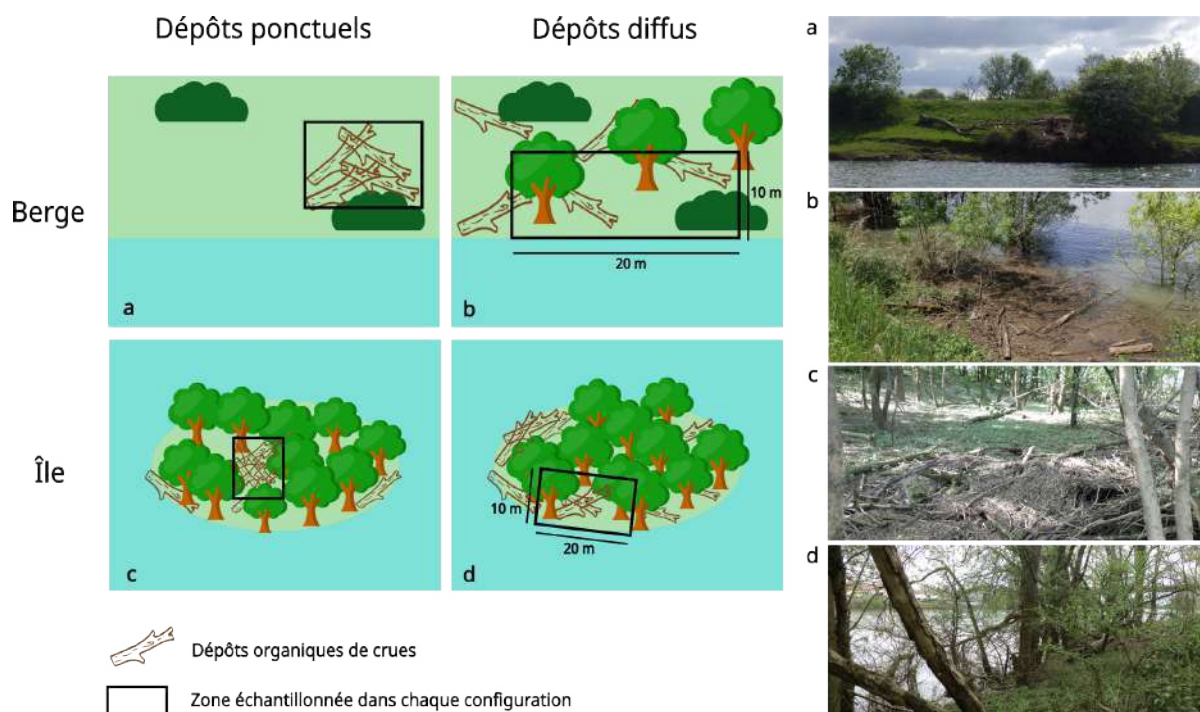


FIGURE 3 – Typologie des sites investigués pour les macroplastiques selon deux critères (île ou berge ; dépôts diffus ou ponctuels) et représentation schématique de la densité de végétation et de dépôts observés dans chaque cas

Pour chaque site, nous avons pu obtenir des données de précision kilométrique issues des travaux de Astrade (2005), notamment la largeur du lit mineur et la puissance spécifique, c'est-à-dire l'énergie dissipée par mètre de largeur sur un mètre de longueur ; ainsi qu'une donnée de sinuosité

(rapport de la longueur de chenal entre deux points sur la distance entre les mêmes points en ligne droite). A partir de ces mêmes données, les sites ont été répartis en quatre zones sur des critères hydromorphologiques, notamment de puissance spécifique (figures 1 et 2). Aux secteurs relativement homogènes de la PeS, de la GrS et de l'amont de Lyon a été ajouté le secteur dit *Intermédiaire* qui présente des conditions variables. Ce dernier comprend les sites situés un peu à l'amont ou au niveau de la confluence avec le Doubs, où la puissance du courant est plus faible que sur le reste de la PeS (effet de retenue des crues du Doubs), ainsi qu'un site situé un peu à l'aval de la confluence (Chalon-sur-Saône). Sur ce site, la puissance est plus importante que sur le reste de la GrS du fait de la reprise de pente, et les vitesses en crue sont aussi augmentées par la présence de digues (puissance spécifique en figure 1, hauteur d'eau en crue en figure 2).

Des données relatives à l'occupation humaine ont été calculées dans une zone tampon de 5 km autour de chaque site, cette distance correspondant à la largeur d'une ville moyenne. Les calculs ont été réalisés avec QGIS 3.34.11 et notamment ses fonctions *Statistiques de zone* et *Histogramme zonal* (QGIS Development Team, 2024). La densité de population moyenne a été calculée à partir de la population de référence 2021 d'après l'INSEE, d'une précision à l'échelle de la commune. Les données d'occupation du sol proviennent des données satellitaires Theia, millésime 2023. Leur résolution est de 10 m et les pixels sont répartis en 24 catégories d'occupation du sol. Ces catégories ont été regroupées en trois types de surfaces : terrains urbains et industriels (catégories 1 à 4), agricoles (5 à 15 et 24), forêts et pelouses dit "naturels" (16 à 21, 23), le reste comprenant eau, surfaces minérales ou données absentes (<1%, ignoré par la suite). Dans chaque zone tampon, la proportion de chacune des trois surfaces a ainsi été déterminée.

## 2.3 Protocoles de terrain

Sur chaque site, une zone d'étude a été délimitée comme suit :

- Dépôt diffus : 20 mètres de longueur suivant la rivière, 10 mètres de largeur ou moins quand un chemin, un mur, une digue ou un talus était atteint avant.
- Dépôt ponctuel : Toute la zone.

Une fois la zone délimitée, le protocole était le suivant :

1. Mesurer la surface de la zone et caractériser la présence de dépôts de bois mort et/ou de débris centimétriques.
2. Collecter la totalité des macroplastiques visibles présents dans la zone en la parcourant intégralement par transects successifs. Un deuxième passage permettait de repérer les éventuels débris oubliés. Lorsque les oublis s'avéraient nombreux (>5), un troisième passage était réalisé. Sur les sites très chargés, le premier ramassage était réalisé par 2 à 3 personnes.
3. Dès lors que des sédiments fins en bordure d'eau étaient accessibles (12 sites sur 18), un prélèvement était réalisé aussi près que possible du milieu de la zone étudiée pour l'extraction et l'analyse des microplastiques. Le conditionnement a été réalisé dans des bocaux en verre préalablement lavés à l'eau savonneuse et à l'éthanol. Les échantillons ont été stockés au frigo.

4. Pour disposer d'échantillons de sédiments fins répartis sur le linéaire, 3 prélèvements de sédiments ont été réalisés même en l'absence de site de dépôts (sites précisés en annexe [B](#)).

Les dimensions des sites échantillonnés sont présentées en tableau [1](#). Sur les dépôts diffus, les variations sont liées à la configuration du site sur le terrain. Les dépôts ponctuels étudiés sur les îles sont de taille plus importante que ceux des berges. Ils étaient souvent situés à l'amont de l'île ou dans la dépression d'un paléochenal, l'accumulation se formant derrière une végétation forestière dense, et étaient constitués de troncs et bois morts de taille importante. Les dépôts ponctuels sur berges se situaient le plus souvent derrière un unique arbre ou une végétation arbustive.

TABLEAU 1 – Effectif et dimensions des zones échantillonnées sur chacun des quatre types de sites de dépôts étudiés

| Type                      | Berge à dépôt diffus | Île à dépôt diffus | Dépôt ponctuel sur berge | Dépôt ponctuel sur île |
|---------------------------|----------------------|--------------------|--------------------------|------------------------|
| n                         | 6                    | 6                  | 4                        | 3                      |
| min (m <sup>2</sup> )     | 80                   | 200                | 20                       | 91                     |
| médiane (m <sup>2</sup> ) | 200                  | 200                | 55                       | 120                    |
| max (m <sup>2</sup> )     | 240                  | 325                | 110                      | 264                    |

## 2.4 Collecte et analyse des macroplastiques

Lors de la collecte des macroplastiques, ceux trop encombrants pour être transportés ont été pesés sur place avec une précision de 100 g, tandis que les autres ont été pesés ultérieurement à quai avec une précision de 1 mg. Pour chaque macroplastique [1](#), le nom ou une description était renseignée, ainsi que sa texture (*foam*, *film*, *hard* ou *fiber*). Un sous-échantillon était conservé dans un classeur lorsque le polymère n'était pas reconnaissable ou indiqué sur l'item. Par la suite, les polymères inconnus ont été identifiés par spectroscopie infrarouge par réflectance totale atténuée (ATR-FTIR - spectromètre FTIR PerkinElmer<sup>®</sup> Spotlight 400 FTIR Spectrum 3 couplé au logiciel SpectrumIR, méthodologie précisée en annexe [C](#)). La méthode permet de mesurer pour chaque échantillon un spectre infra-rouge que l'on compare ensuite à une bibliothèque de référence des polymères et co-polymères, afin d'obtenir le polymère dont le spectre se rapproche le plus de l'échantillon. Sur les 1324 macroplastiques répertoriés, le polymère a pu être identifié (visuellement ou par ATR-FTIR) dans 1276 cas (96,3%). Lorsque les items étaient composés de plusieurs polymères ou textures, les masses de chaque partie étaient notées séparément si possible, mais nous avons conservé, quand il y en avait un, le polymère ou la texture majoritaire pour les analyses en nombre d'items. Les objets reconnaissables ont également été classifiés en 11 catégories, conformes à celles utilisées lors de travaux menés sur d'autres rivières et lacs européens ([Winton et al., 2020](#)) : bouchons et couvercles, emballages alimentaires, emballages et contenants autres, bouteilles à usage alimentaire, emballages et articles d'hygiène, objets liés à la pêche, cartouches de chasse, briquets, emballages de tabac, chaussures, jouets, autres. A noter qu'ont été ajoutés les objets liés à la pêche et la chasse du fait de leur occurrence fréquente dans nos observations. La

1. Certains macroplastiques hors de portée sur le terrain n'ont pas pu être pesés. Ils ont été pris en compte dans toutes les analyses de nombre d'items mais ignorés dans les analyses faisant intervenir les masses et/ou les polymères. Il ne s'agissait pas de gros items susceptibles de modifier significativement les résultats, à l'exception d'un item (fragment de PET et PU) sur le site PK 92 dont une estimation de la masse (5 kg) a par conséquent été utilisée.

texture est utile pour comprendre le déplacement dans l'environnement, tandis que la catégorie rend compte de l'usage et donc plutôt de la source.

## 2.5 Analyse des microplastiques dans les sédiments

### Caractérisation des sédiments

La distribution granulométrique des sédiments a été mesurée après tamisage à 500  $\mu\text{m}$  (mesure de précaution, la présence de grains  $> 500 \mu\text{m}$  était très rare) à l'aide d'un microgranulomètre à diffraction laser Malvern Mastersizer 3000, avec une étape de sonication de 30 secondes. Le taux de matière organique a été déterminé par perte au feu d'une durée de 4h à 550°C de sédiments préalablement séchés à 105°C pendant 24h (Heiri et al., 2001).

### Extraction et analyse des microplastiques

Dans un premier temps, les échantillons de sédiments étaient séchés pendant 5 jours à 50°C et une prise d'essai de 4 à 5 g de sédiment sec et légèrement broyé était récoltée. Une séparation densimétrique a ensuite été réalisée à l'aide d'une solution de  $\text{NaI}$  de densité  $>1,6$ . Les sédiments étaient mis en suspension dans la solution de  $\text{NaI}$  sous agitation pendant au moins 1h pour homogénéiser la prise d'essai, avant décantation jusqu'au jour suivant. Ensuite, la fraction la moins dense de la solution était tamisée à 500  $\mu\text{m}$  pour retirer les particules organiques les plus grosses, puis la solution était filtrée sur un filtre inox de 10  $\mu\text{m}$ . Le résidu était alors remis en suspension et mis sous agitation dans une solution de  $\text{H}_2\text{O}_2$  à 30%, à 40°C pendant 1 à 15 jours pour digérer la matière organique. Enfin, la solution était filtrée sur 4 à 9 filtres Anodisc (Whatman®) de porosité 0.2  $\mu\text{m}$ , puis les filtres ont été placés au dessiccateur jusqu'à analyse en micro-FTIR pour identification des particules plastiques. Une cartographie des particules présentes sur chaque filtre était réalisée à l'aide d'un spectromètre FTIR PerkinElmer® Spotlight 400 FTIR Spectrum 3 couplé au logiciel SpectrumIMAGE. Les spectres infra-rouge entre 1250 et 3650  $\text{cm}^{-1}$  avec une résolution spectrale de 8  $\text{cm}^{-1}$  sont réalisés en mode transmittance pour chaque pixel avec une résolution spatiale de 25  $\mu\text{m}$ . La cartographie des particules plastiques présentes a ensuite été réalisée à l'aide du logiciel siMPle (Version 1.1. $\beta$ ) par comparaison avec une librairie de référence des spectres des différents polymères issue de l'ANR Sediplast (Project-ANR-19-CE34-0012).

## 2.6 Données et statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées avec R 4.4.1 (R Core Team, 2024). La distribution des données de masse n'étant pas normale et le nombre de sites par catégorie étudiée étant faible, l'analyse statistique a été réalisée essentiellement avec des modèles non-paramétriques en ce qui concerne les macroplastiques. Les corrélations entre variables continues ont été réalisées suivant le modèle de Spearman avec le package *stats*. Les comparaisons de distribution de variables continues entre deux groupes ont été réalisées avec des tests de Wilcoxon. Les comparaisons de distribution de variables continues entre plus de deux groupes ont été réalisées avec des tests de Kruskal-Wallis suivis de tests de Dunn par paires quand la p-value était inférieure à 0.05. Ces calculs

ont été réalisés à l'aide du package *rstatix* (Kassambara, 2023b). Les proportions moyennes de textures et de polymères indiquées dans le texte sont des moyennes non pondérées des différents sites, ce qui permet de tenir compte de la variabilité inter-sites. Cependant, certains d'entre eux présentent un nombre très faible de macroplastiques. Ainsi, les proportions de textures et polymères parmi différents groupes ont fait l'objet de tests de Fisher avec une correction de Bonferroni, avec les fonctions du package *RVAideMemoire* (Hervé et Hervé, 2020), afin de pondérer le poids d'un site par le nombre de macroplastiques référencés. Une analyse de correspondance à l'aide du package *vegan* (Oksanen et al., 2024) a aussi été réalisée afin de produire une ordination des textures de macroplastiques et des 19 sites, pondérés par le nombre de débris collectés. Les différentes variables environnementales ont fait l'objet d'un ajustement sur l'ordination obtenue. Concernant les microplastiques, une régression linéaire a été réalisée (package *stats*) afin d'obtenir un modèle linéaire de la concentration en microplastiques en fonction du D50. Cet ajustement a permis de calculer une concentration en microplastiques corrigée pour le D50, utilisée dans le reste des analyses. Un modèle paramétrique a alors aussi été utilisé pour comparer les abondances de macro- et microplastiques, car la distribution normale des données sur un même type de site le permettait. Plusieurs autres packages ont été utilisés pour la manipulation et la visualisation des données : *dplyr*, *ggplot2*, *ggmosaic*, *stringr*, *gtsummary*, *viridis*, *vcd*, *ggpubr*, *ggprism*, *corrplot* (Wickham et al., 2023; Wickham, 2016; Jeppson et al., 2021; Wickham, 2023; Sjöberg et al., 2021; Garnier et al., 2024; Friendly et SAS, 2000; Kassambara, 2023a; Dawson, 2024; Wei et Simko, 2024).

### 3 Résultats

#### 3.1 Contexte hydromorphologique et d'occupation du sol

Les valeurs moyennes des variables environnementales pour chaque secteur sont précisées en tableau 2. Les variables relevant de l'occupation humaine et de l'hydromorphologie ne sont pas indépendantes et présentent entre elles des corrélations parfois importantes (figure 4). D'amont en aval, la largeur du lit mineur augmente et la puissance spécifique diminue mais en parallèle, la densité de population et la proportion de terres à usage urbain et industriel augmente, au détriment des espaces dits naturels (forêts, pelouses). La GrS est caractérisée par des pentes très faibles ne dépassant pas 0.1 m/km et une puissance spécifique toujours inférieure à 5 W/m<sup>2</sup>, avec une occupation du sol variable, certains sites étant proches des villes et d'autres plus agricoles (tableau 2). Les pentes et puissances spécifiques sont plus élevées en PeS et AL,

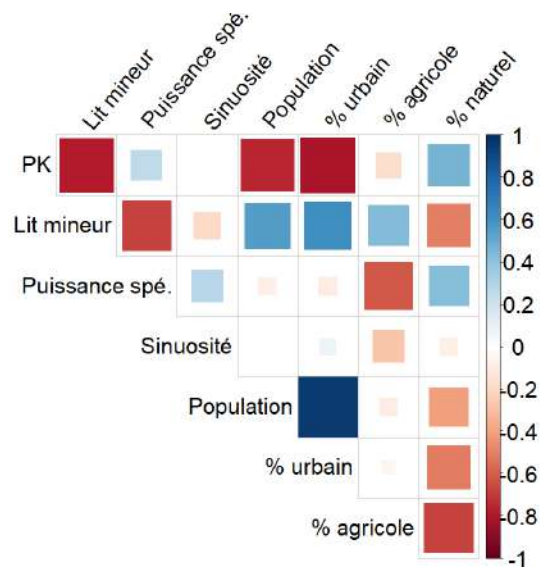


FIGURE 4 – Matrice de corrélation de Spearman des variables environnementales utilisées. *Lit mineur* = Largeur du lit mineur

ces deux secteurs se différenciant entre eux par les facteurs anthropiques : la PeS est bien moins urbanisée que l'aval. Le secteur Inter compte 4 sites aux caractéristiques hétérogènes.

TABLEAU 2 – Caractéristiques hydromorphologiques (Astrade, L 2005) et occupation du sol (Données Théia 2023) et population (INSEE) des quatre secteurs définis en figure 2. Pour chaque secteur, il s'agit de l'étendue des variables parmi tous les sites investigués.

|                                   | Petite Saône                  | Intermédiaire                | Grande Saône                     | Amont de Lyon                 |
|-----------------------------------|-------------------------------|------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| <b>Hydromorphologie</b>           |                               |                              |                                  |                               |
| Pente                             | <b>0.1 à 0.3 m/km</b>         | <b>0.13 m/km</b>             | <b>0.01 à 0.1 m/km</b>           | <b>0.21 m/km</b>              |
| Lit mineur                        | 55 à 115 m                    | 120 à 200 m                  | 210 à 320 m                      | 190 à 270 m                   |
| Débit Q1.5 amont                  | 380 m <sup>3</sup> /s         | 740 m <sup>3</sup> /s        | 1510 m <sup>3</sup> /s           | 1665 m <sup>3</sup> /s        |
|                                   | (Ray/S)                       | (Lechâtelet)                 | (Chalon/S)                       | (Trévoux)                     |
| Puissance spécifique              | <b>6 à 15 W/m<sup>2</sup></b> | <b>2 à 7 W/m<sup>2</sup></b> | <b>0.5 à 3.6 W/m<sup>2</sup></b> | <b>6 à 15 W/m<sup>2</sup></b> |
| Sinuosité                         | 1.00 à 1.63                   | 1.03 à 1.27                  | <b>1.00 à 1.07</b>               | 1.04 à 1.23                   |
| <b>Occupation du sol</b>          |                               |                              |                                  |                               |
| Urbain et industriel              | <b>2 à 7 %</b>                | 9 à 44 %                     | 6 à 29 %                         | <b>27 à 36 %</b>              |
| Agricole                          | 40 à 50 %                     | 39 à 78 %                    | 51 à 79 %                        | 18 à 52 %                     |
| Naturel                           | 45 à 56 %                     | 12 à 17 %                    | 13 à 25 %                        | 19 à 45 %                     |
| Population (hab/km <sup>2</sup> ) | 22 à 74                       | 58 à 1120                    | 44 à 545                         | 429 à 1019                    |

## 3.2 Nombre et types de macroplastiques piégés sur les sites de dépôt

### 3.2.1 Description des macroplastiques collectés

Au total, 1324 macroplastiques ont été répertoriés, représentant 37 kg. Les macroplastiques collectés correspondent à des fragments ou objets dont la masse varie de 0.010 g à 11 kg avec une médiane à 0.81 g. Du fait de l'existence de macroplastiques de masses très différentes, la masse totale est fortement dépendante des quelques items les plus gros : un unique item constitue 30% de la masse totale collectée ; 5 items représentent 62% ; et il suffit de 73 items pour atteindre 33 kg soit 90% de la masse totale. L'étendue des masses mesurées couvre plusieurs ordres de grandeur y compris au sein de chaque site (figure 5).

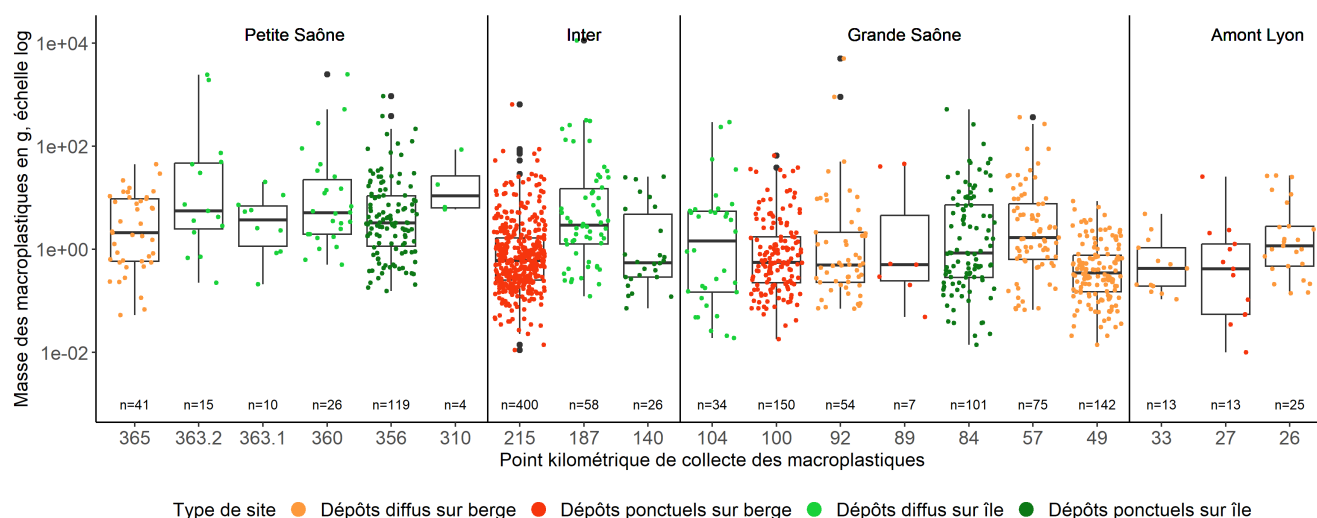


FIGURE 5 – Distribution de la masse d'un macroplastique sur tous les sites de dépôts étudiés sur les quatre zones d'amont en aval. Echelle logarithmique : la masse des macroplastiques collectés varie sur près de 6 ordres de grandeur.

70% des macroplastiques sont des fragments d'objets dont l'usage initial n'a pas pu être identifié (figure 6a). Parmi les 394 objets pouvant être identifiés, on retrouve majoritairement des bouchons

et/ou couvercles et des emballages alimentaires (19% dans les deux cas), suivi d'emballages et contenants variés (15%) et des bouteilles en PET (11%), ces quatre items représentant plus de 60% des macroplastiques identifiables (figure 6b).

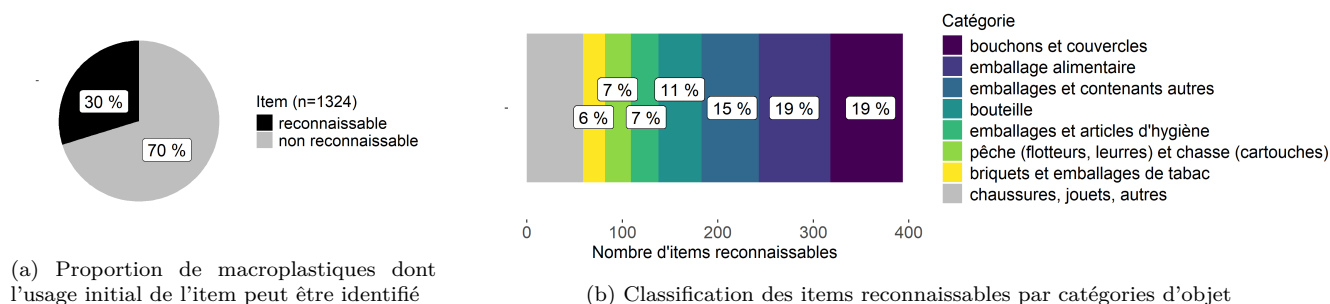


FIGURE 6 – Types de fragments et objets macroplastiques répertoriés

### 3.2.2 Concentration en macroplastiques des sites

Le nombre de macroplastiques sur les sites varie de 0.03 à 4.44 items/m<sup>2</sup> et la masse de macroplastiques varie de 0.16 à 64.44 g/m<sup>2</sup>. La concentration de macroplastiques sur les sites de dépôt en masse comme en nombre présente donc une très grande variabilité selon les sites investigués. Les résultats des tests de corrélation de ces deux grandeurs avec les variables environnementales sont présentées en tableau 3.

TABEAU 3 – Résultats des tests de corrélation de Spearman ( $\rho$  et p-value) du nombre et de la masse de macroplastiques par m<sup>2</sup> investigué ainsi que de la masse médiane des macroplastiques collectés sur chaque site avec les variables descriptives de l'hydromorphologie et de l'occupation du sol

|                                    | PK                                | Puissance spé.                    | Lit mineur                         | Sinuosité        | % urbain ind.                      | % agricole                       |
|------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| Items/m <sup>2</sup>               | -0.38<br>(p=0.1)                  | <b>-0.49</b><br>( <b>p=0.03</b> ) | <b>0.54</b><br>( <b>p=0.02</b> )   | 0.15<br>(p=0.5)  | 0.41<br>(p=0.08)                   | <b>0.54</b><br>( <b>p=0.02</b> ) |
| Masse tot./m <sup>2</sup>          | 0.23<br>(p=0.3)                   | -0.28<br>(p=0.3)                  | -0.03<br>(p=0.9)                   | -0.04<br>(p=0.9) | -0.17<br>(p=0.5)                   | 0.45<br>(p=0.06)                 |
| Masse médiane d'un macro-plastique | <b>0.75</b><br>( <b>p=4e-04</b> ) | 0.42<br>(p=0.07)                  | <b>-0.84</b><br>( <b>p=8e-06</b> ) | 0.1<br>(p=0.7)   | <b>-0.72</b><br>( <b>p=8e-04</b> ) | -0.39<br>(p=0.1)                 |

De façon générale, on observe un nombre plus important de macroplastiques sur les sites situés là où le lit est le plus large et la puissance spécifique la plus faible, c'est-à-dire surtout sur une partie du secteur Inter et sur le secteur GrS (donc les PK faibles, excepté les trois sites juste en amont de Lyon). On note également une corrélation positive avec la présence de terrains agricoles et zones urbaines ou industrielles, ces variables étant cependant corrélées aux précédentes. Le nombre de macroplastiques par m<sup>2</sup> dépend en fait en premier lieu du type de site (figure 7a) : les dépôts ponctuels concentrent plus de débris sur une même surface. Sur les sites de dépôts ponctuels comme diffus, le nombre de macroplastiques était un peu plus élevé sur les berges que sur les îles. Cet effet semble relativement indépendant de la localisation sur le secteur amont ou aval. Bien que la répartition des types de sites ne soit pas homogène entre les secteurs, la corrélation entre le nombre de macroplastiques par m<sup>2</sup> et la puissance spécifique reste négative indépendamment pour les dépôts diffus (Corrélation de Spearman :  $\rho=-0.47$ ,  $p=0.12$ ) et ponctuels ( $\rho=-0.21$ ,  $p=0.66$ ).

Cependant, aucune tendance ne se dégage concernant la masse par  $m^2$  (tableau 3 et figure 7b). Cette dernière n'est que faiblement corrélée au nombre par  $m^2$  (Corrélation de Spearman :  $\rho=0.33$ ,  $p=0.17$ ). La grande variabilité des masses mesurées rend difficile une analyse spatiale fine en considérant uniquement la masse totale par unité de surface.

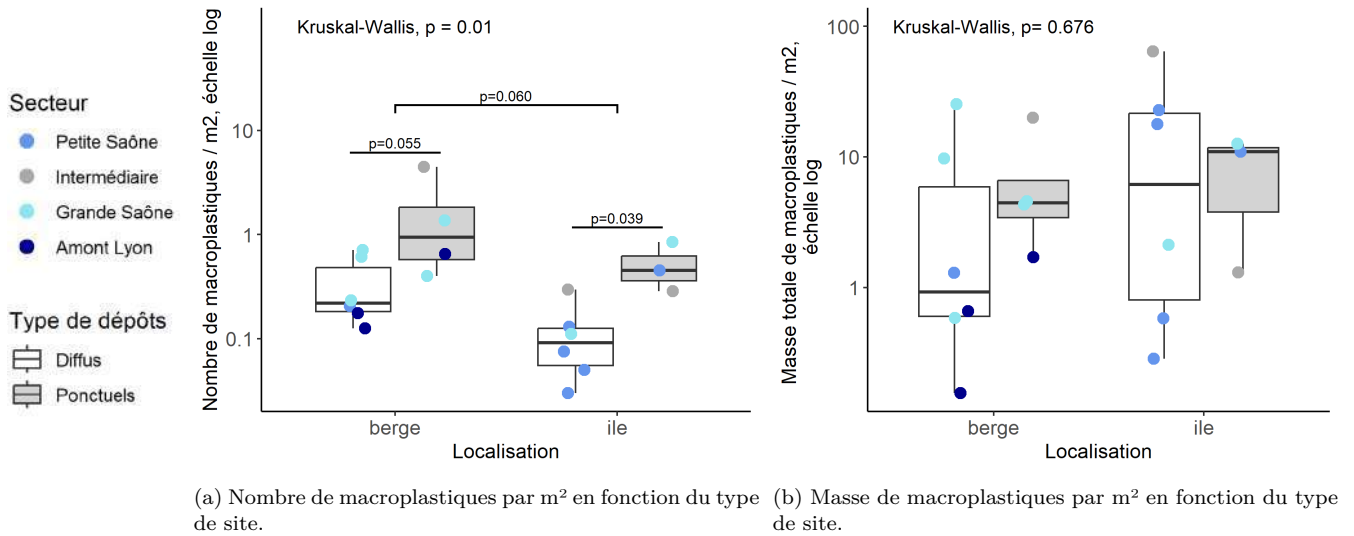


FIGURE 7 – Comparaison de la concentration de macroplastiques (en nombre et en masse) retrouvée sur les différents types de sites. La comparaison porte ici sur le type de site étant donné l'absence de différence significative de concentration entre les quatre secteurs d'amont en aval (Tests de Kruskal-Wallis sur le nombre d'items et la masse par  $m^2$  en fonction du secteur :  $p=0.08$  et  $p=0.21$ ).

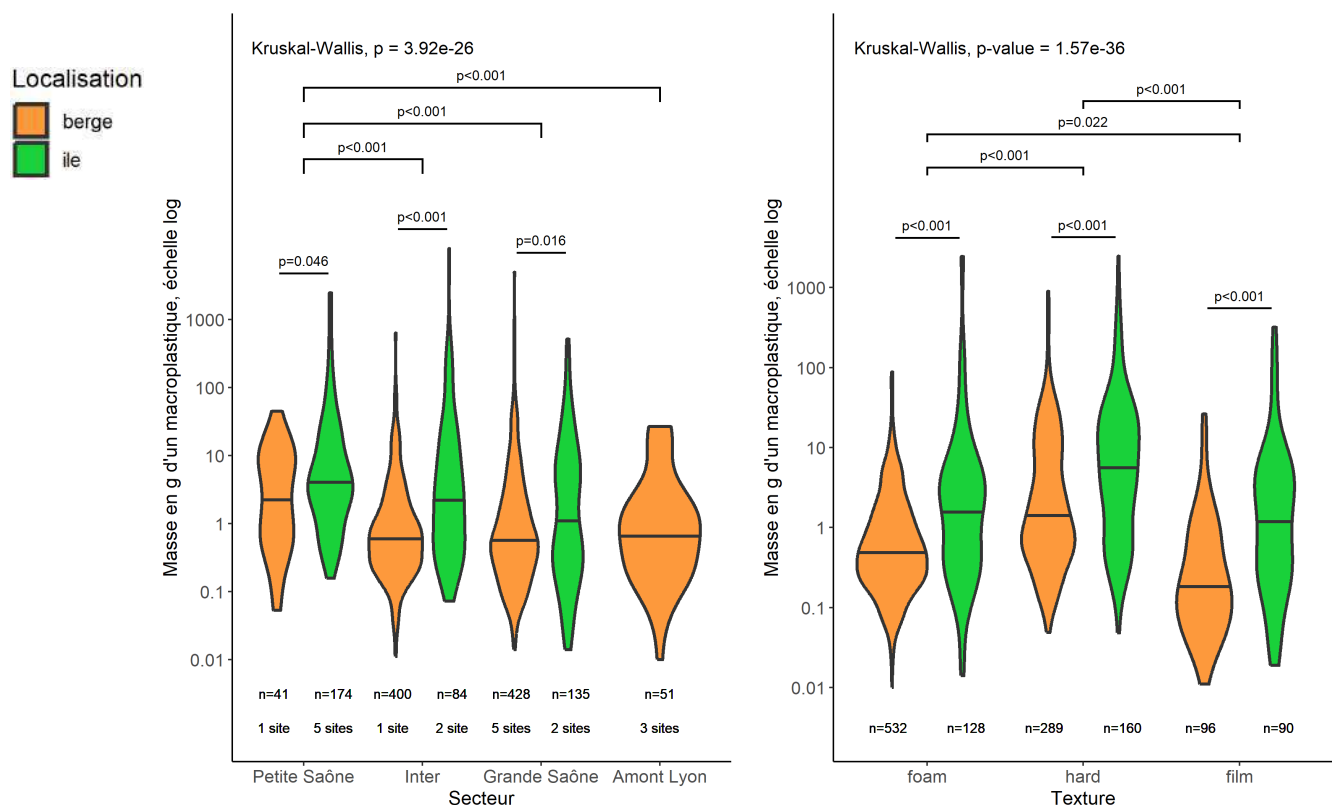
### 3.2.3 Masse individuelle des macroplastiques

La masse médiane d'un macroplastique retrouvé sur chaque site est corrélée positivement avec le PK du site, et négativement avec la largeur du lit mineur et la proportion de sols urbains et industriels (tableau 3). Autrement dit, on trouve de façon générale des macroplastiques de masse plus faible à l'aval, qui se trouve être aussi plus urbanisé.

En considérant toutes les distributions de masse sur les quatre secteurs et les quatre types de sites (figure 8a), on observe des macroplastiques significativement plus gros sur les sites de la PeS, le plus en amont. On observe aussi une différence entre île et berge indépendamment pour les quatre secteurs d'amont en aval. La masse médiane d'un macroplastique stocké sur une île est plus importante que celle d'un macroplastique stocké sur une berge, même en s'affranchissant des variations de textures (*foam*, *hard* et *film*, voir figure 8b), alors même que les plastiques de type *hard* ont statistiquement une masse plus importante et les plastiques de type *film* une masse plus faible.

### 3.2.4 Texture et polymère des macroplastiques

Sur l'ensemble de la collecte, 50% des macroplastiques étaient de type *foam*, 34% de type *hard*, 14% de type *film* et 1% de type *fiber*. La répartition des macroplastiques entre les textures diffère entre les quatre types de sites plus qu'entre la localisation (amont-aval) des secteurs d'étude (figure 9a). Ainsi, la proportion de type *foam* parmi les macroplastiques des dépôts ponctuels sur berges est en moyenne deux fois plus élevée que sur les autres sites (59 vs 28%, en moyenne non



(a) Masse individuelle des macroplastiques sur les berges et îles des quatre zones définies d'amont en aval. (b) Masse individuelle des macroplastiques sur les berges et îles des trois textures majoritaires.

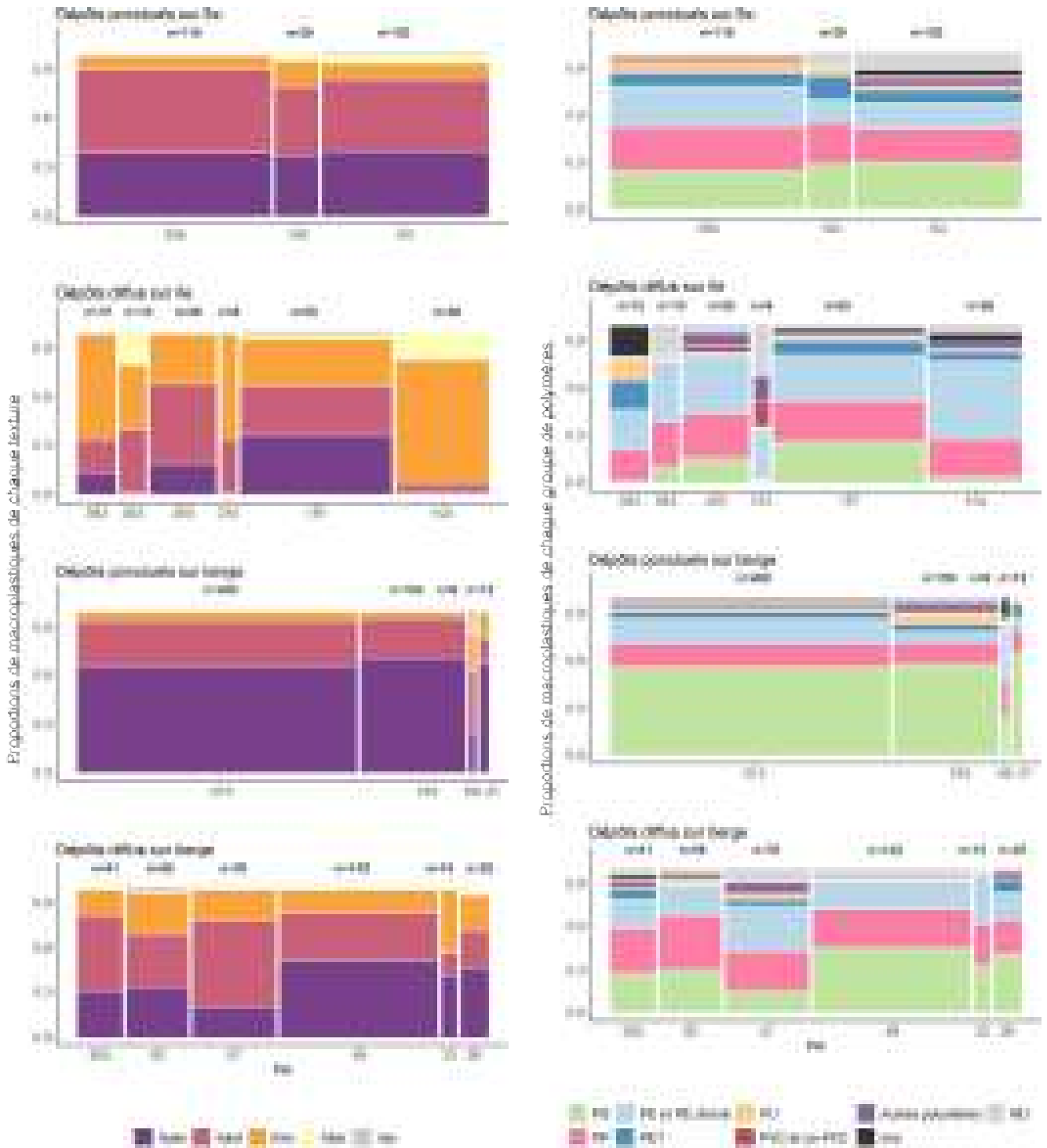
FIGURE 8 – Masse individuelle des macroplastiques collectés selon le secteur, la texture et le type de site. La barre noire représente la médiane. Il s'agit d'un regroupement des données par site de la figure 5. Il n'y a pas de différence significative entre les items des dépôts diffus et ponctuels des berges (Wilcoxon,  $p=0.36$ ). Concernant les îles, on retrouve des items de masse légèrement plus faible sur les dépôts de type ponctuel (Wilcoxon,  $p=0.02$ ).

pondérée des différents sites). Il y a plus de macroplastiques de type *film* sur les sites à dépôts diffus, et notamment sur les îles, où on en retrouve jusqu'à 7 fois plus en proportion, alors qu'ils ne représentent que 11% des macroplastiques sur les dépôts ponctuels. Les macroplastiques de type *fiber* ne sont présents en proportion significative (16 et 20%) que sur deux îles à dépôts diffus et sont totalement absents des dépôts ponctuels sur berge. Ces différences de proportions sont statistiquement significatives d'après les tests de Fisher réalisés deux à deux (résultats détaillés des tests statistiques en annexe D). Par ailleurs, l'ordination des sites par analyse de correspondance sur les textures des macroplastiques collectés est visible en figure 10. Aucune corrélation avec les différentes variables environnementales n'était significative. En revanche, le type de site est une variable bien corrélée à la composition en texture des macroplastiques collectés ( $R^2=0.56$ ,  $p=0.006$ ).

Sur l'ensemble des macroplastiques dont l'échantillonnage et l'analyse spectrale a permis d'identifier avec certitude le polymère, on retrouve 18 polymères différents, représentant un nombre d'items et une masse très variables (récapitulatif en tableau 4). Pour la suite des analyses, ils ont été réunis en 7 catégories, auxquelles il faut ajouter les items constitués de plusieurs polymères sans que l'un d'eux ait pu être considéré comme majoritaire (dit *mix*).

En nombre d'items, les PS, PP et PE représentent l'essentiel des macroplastiques collectés, suivis du PET, du PU et du PVC. Le PS représente 84% des plastiques de type *foam* (le reste est constitué de PE et de PU) et seulement 1% des autres textures. Le type *film* contient surtout des items en PP (49%) et en PE (41%) en proportions similaires. Les items de type *hard* sont

majoritairement constitués de PP (44%), de PE (30%) et de PET (12%). Les proportions de polymères en nombre d'items diffèrent ainsi également selon le type de site (figure 9b). Les différences qui sont statistiquement significatives concernent les proportions de PS versus les PP, PE et PET (annexe D). Il y a plus de PS sur les dépôts ponctuels sur berges que sur les trois autres types de sites (54% vs 23%). Parmi ces derniers, la proportion de PS est particulièrement faible sur les îles à dépôts diffus (9%) où l'on retrouve plus de PE, en cohérence avec le plus grand nombre de *film*.



(a) Textures des macroplastiques collectés sur les sites d'amont en aval de chacun des quatre types définis. La largeur des barres est proportionnelle au nombre d'items collectés sur chaque site.

(b) Polymère principal des macroplastiques collectés sur les sites d'amont en aval de chacun des quatre types définis. ND : non déterminé. mix : plusieurs polymères en proportions égales.

FIGURE 9 – Composition des macroplastiques sur les différents types de sites étudiés. Les proportions sont calculées en nombre d'items.

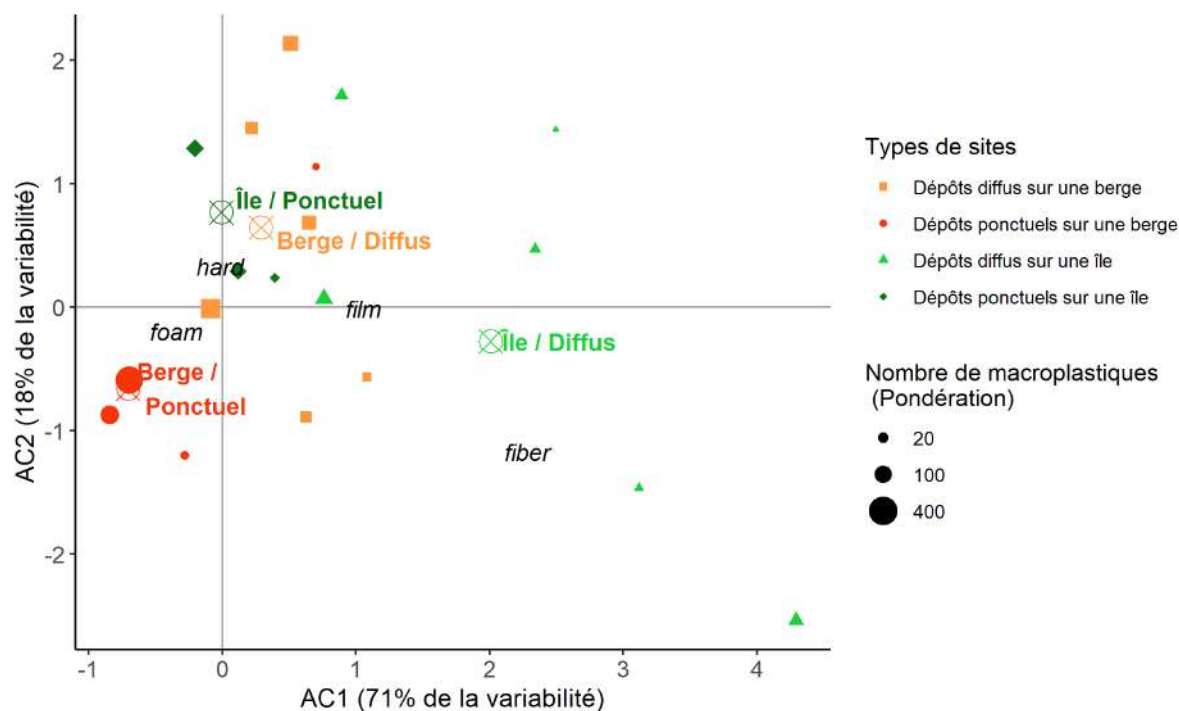


FIGURE 10 – Résultat de l’analyse de correspondance (AC) entre les 19 sites de dépôts étudiés et les 4 texture sur la base de données de l’ensemble des macroplastiques collectés, sur laquelle ont été ajouté les centroïdes des 4 types de sites (corrélation entre le type de site et l’AC :  $R^2=0.56$  ;  $p=0.006$ ).

TABEAU 4 – Récapitulatif des nombres d’items, masses totales, et pourcentages de nombre d’items et de masse pour chaque polymère

| Polymère                | Nombre d’items | % items | Masse (g) | % masse | Groupe           |
|-------------------------|----------------|---------|-----------|---------|------------------|
| PS                      | 562            | 42,4    | 820       | 2,24    | PS               |
| PP                      | 297            | 22,4    | 3072      | 8,38    | PP               |
| PE                      | 265            | 20      | 4517      | 12,33   | PE et PE chloré  |
| PE chloré               | 7              | 0,5     | 324       | 0,88    | PE et PE chloré  |
| PET                     | 58             | 4,4     | 1616      | 4,41    | PET              |
| ND                      | 48             | 3,6     | 1117      | 3,05    | ND               |
| PU                      | 36             | 2,7     | 4697      | 12,82   | PU               |
| mix                     | 15             | 1,1     | 16703     | 45,59   | mix              |
| PVC                     | 12             | 0,9     | 497       | 1,36    | PVC et co-PVC    |
| poly-EVA-VC             | 3              | 0,2     | 14        | 0,04    | PVC et co-PVC    |
| poly-VC-vinyl-acetate   | 1              | 0,1     | 15        | 0,04    | PVC et co-PVC    |
| EVA                     | 4              | 0,3     | 286       | 0,78    | Autres polymères |
| PA                      | 4              | 0,3     | 14        | 0,04    | Autres polymères |
| PMMA                    | 3              | 0,2     | 2520      | 6,88    | Autres polymères |
| SAN                     | 3              | 0,2     | 153       | 0,42    | Autres polymères |
| EDPM                    | 2              | 0,2     | 13        | 0,04    | Autres polymères |
| AN                      | 1              | 0,1     | 4         | 0,01    | Autres polymères |
| PBAN                    | 1              | 0,1     | 15        | 0,04    | Autres polymères |
| PET-PA                  | 1              | 0,1     | 235       | 0,64    | Autres polymères |
| poly-ethylene-propylene | 1              | 0,1     | 5         | 0,01    | Autres polymères |

### 3.3 Contamination en microplastiques des sédiments

#### 3.3.1 Caractérisation des sédiments

La taille des particules s’étendait de 0.2 à 500  $\mu\text{m}$ . La taille médiane (D50) de l’ensemble des échantillons est de 32  $\mu\text{m}$ . Les échantillons sont composés majoritairement de limon grossier, avec, pour 11 d’entre eux, des D50 compris entre 19  $\mu\text{m}$  et 49  $\mu\text{m}$ . Trois échantillons (PK 310, 100 et 84)

présentent une granulométrie dominée par le sable fin, avec des D50 respectifs de 238  $\mu\text{m}$ , 148  $\mu\text{m}$  et 149  $\mu\text{m}$ . Le taux de matière organique varie de 2 à 19% avec une valeur médiane de 10%.

### 3.3.2 Abondance et composition des microplastiques dans les sédiments fins

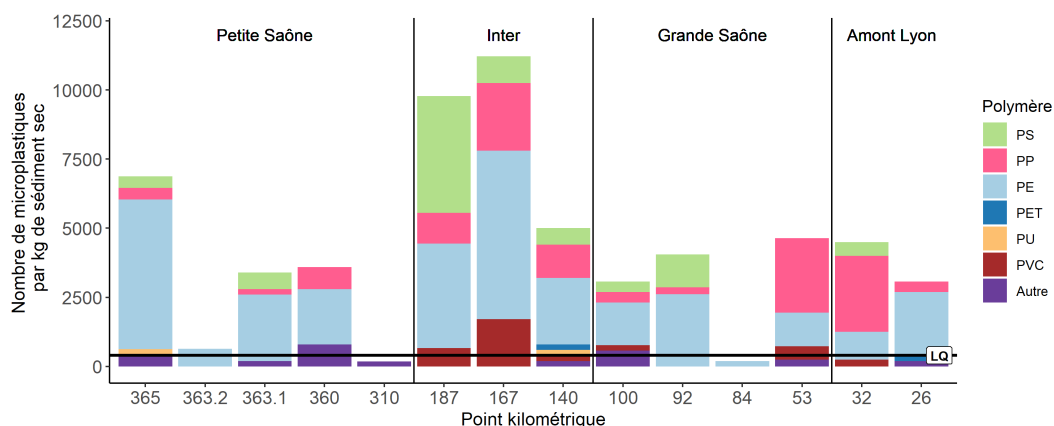
Sur l'ensemble des 14 extractions réalisées, 274 particules microplastiques ont été identifiées, avec des diamètres de Feret minimaux (Df) allant de 25  $\mu\text{m}$  (limite de résolution) à 5 mm (identifié sur le refus de tamis). Ces microplastiques sont majoritairement constitués de PE, PP et PS (voir tableau 5). Par la suite, pour permettre une comparaison avec les catégories de macroplastiques, les particules sont regroupées en : PE, PP, PS, PVC, PET, PU, "Autres polymères".

TABLEAU 5 – Récapitulatif des nombres de particules et diamètres de Feret minimal pour chaque groupe de polymères. Le groupe *polyester* inclut notamment : EVA, PVAC, copolymères PVC, acryliques, ...

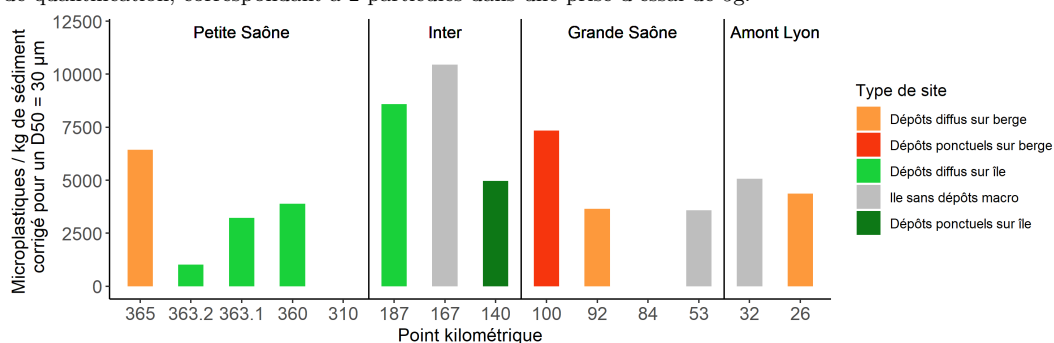
| Polymère          | Nombre de particules | Df médian ( $\mu\text{m}$ ) | % particules |
|-------------------|----------------------|-----------------------------|--------------|
| PE                | 146                  | 125.6                       | 53           |
| PP                | 55                   | 58.5                        | 20           |
| PS                | 40                   | 98.3                        | 15           |
| PVC               | 15                   | 100                         | 5            |
| polyester         | 9                    | 135                         | 3            |
| cellulose acetate | 4                    | 82.85                       | 1            |
| PET               | 2                    | 64.6                        | 1            |
| PU                | 2                    | 71.35                       | 1            |
| PA                | 1                    | 25                          | 0            |

Les concentrations en microplastiques sont comprises entre moins de 400 et 11 200 particules par kg de sédiment sec (figure 11a). On observe une corrélation entre la proportion de sédiment fin, le taux de matière organique et le nombre de microplastiques. Pour tenir compte de l'effet de matrice, on regarde donc aussi le taux de microplastiques corrigé pour le D50 (figure 11b). Le modèle utilisé pour la correction est présenté en figure 11c. On observe notamment des concentrations en microplastiques très importantes aux PK 187, 167 et 100, c'est-à-dire sur les deux premiers sites du secteur Intermédiaire (en amont de la confluence avec le Doubs) ainsi que sur un site situé sur la première partie du secteur Grande Saône (figures 11a et 11b). Sur ces trois sites, la puissance spécifique est particulièrement faible. Au contraire, on retrouve peu de microplastiques sur trois des sites du secteur Petite Saône, caractérisé par une forte puissance spécifique. De ce fait, la seule variable environnementale corrélée avec la concentration microplastiques est la puissance spécifique de la rivière (figure 11d). Par ailleurs, quand la puissance spécifique est élevée, tout particulièrement donc sur le secteur Petite Saône, les microplastiques sont plus grands (la médiane du Df des sites est égale à 143  $\mu\text{m}$  sur la Petite Saône ; pour 94  $\mu\text{m}$  sur les autres secteurs). Cet effet est lié à la composition en polymères : plus en amont, on trouve plus de PE et moins de PP (figure 11a). Or, les particules de PE identifiées ont tendance à être plus grandes que les particules de PP (tableau 5). Toutefois, même en considérant uniquement les particules de PE, le diamètre de Feret augmente avec la puissance spécifique (Corrélation de Spearman :  $\rho=0.34$ ,  $p=2.1 \times 10^{-5}$ ).

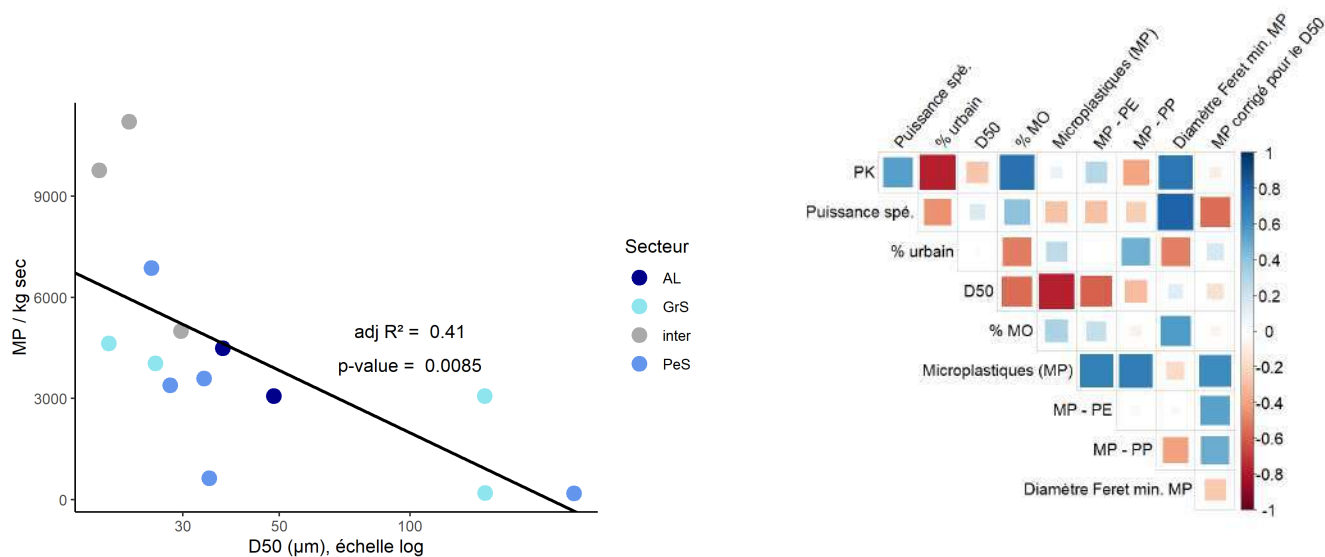
Le PP et le PVC sont présents en plus grande quantité sur les sites à proximité de sols urbains et industriels, situés sur les secteurs plus en aval (figures 11d et 11a). Aucune particule de PVC n'a été détectée dans les sédiments du secteur Petite Saône, tandis qu'on en retrouve dans la majorité des échantillons des trois autres secteurs.



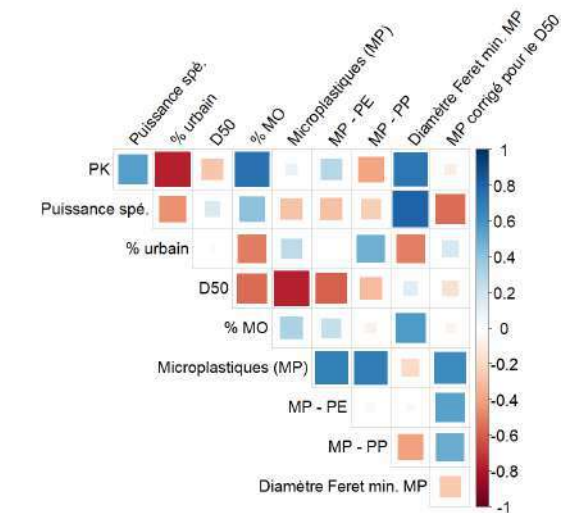
(a) Taux brut de microplastiques par kg de sédiment sec des différents groupes de polymères. LQ : Limite de quantification, correspondant à 2 particules dans une prise d'essai de 5g.



(b) Taux corrigé pour le D50 (selon le modèle présenté en figure 11c) sur les différents types de sites définis lors de l'échantillonnage des macroplastiques. La correction n'est pas réalisée en-dessous du seuil de quantification. Le site au PK 310 est un dépôt diffus sur île. Le site au PK 84 est un dépôt ponctuel sur île.



(c) Modèle linéaire avec le D50 utilisé pour corriger le taux de microplastiques en fonction de la granulométrie de la matrice. Les taux de microplastiques (MP) ont fait l'objet d'une transformation affine pour les ramener à ceux équivalents d'un D50 de 30 µm, hormis sur les deux échantillons pour lesquels la limite de quantification n'a pas été atteinte.



(d) Matrice de corrélation de Spearman des taux de microplastiques, PE, PVC, taux de microplastiques corrigé pour le D50 et diamètre de Feret avec les principales variables environnementales et sédimentaires. Le taux de PS suit les mêmes tendances que le PE, et le taux de PVC suit les mêmes tendances que le PP.

FIGURE 11 – Taux de microplastiques dans les sédiments des berges présentés d'amont en aval, et corrélation avec les variables environnementales et caractéristiques de la matrice sédimentaire

### 3.3.3 Comparaison avec l'abondance et la composition des macroplastiques

Sur les sites à dépôt diffus, il existe une corrélation positive entre les quantités de macro- et microplastiques (figure 12), ces deux variables étant corrélées négativement à la puissance spécifique de la rivière. En revanche, on n'observe pas plus de microplastiques sur les sites avec dépôts de

macroplastiques par rapport aux sites sans dépôts (figures 11b et 12).

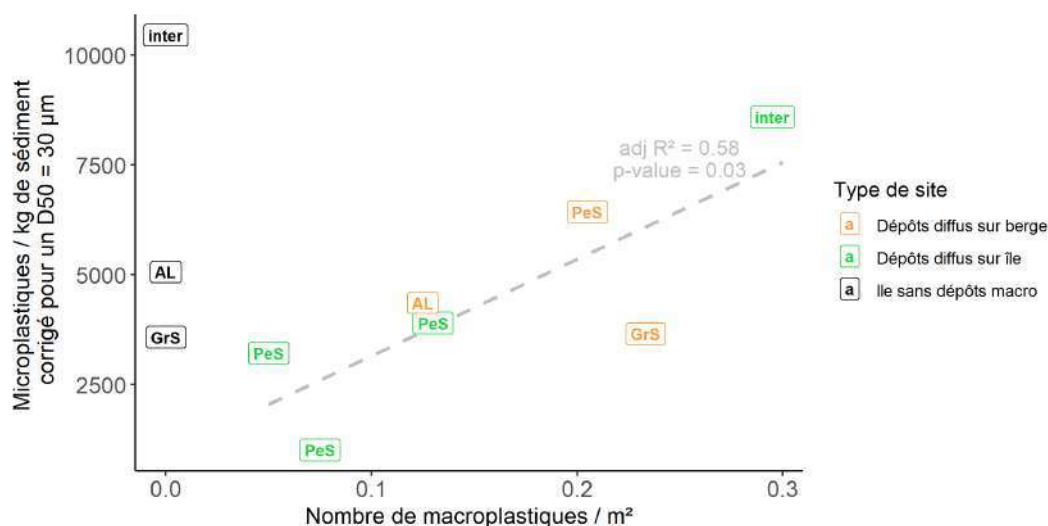
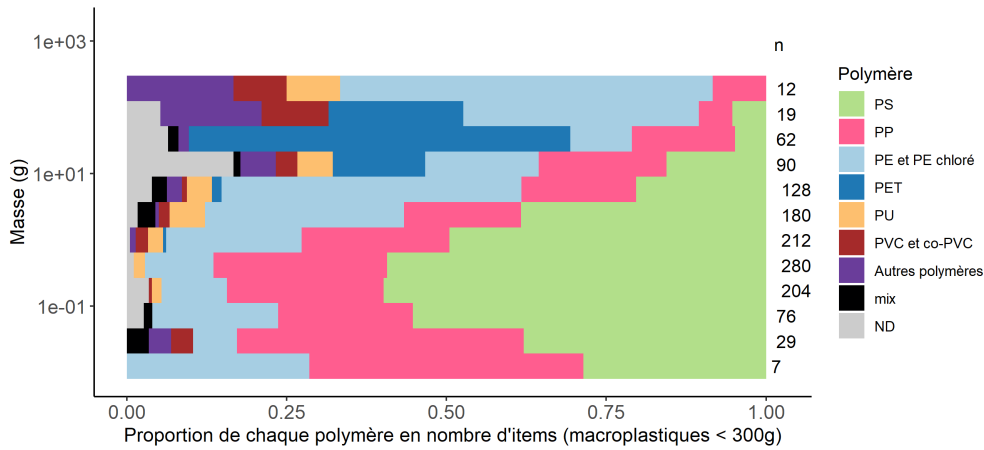


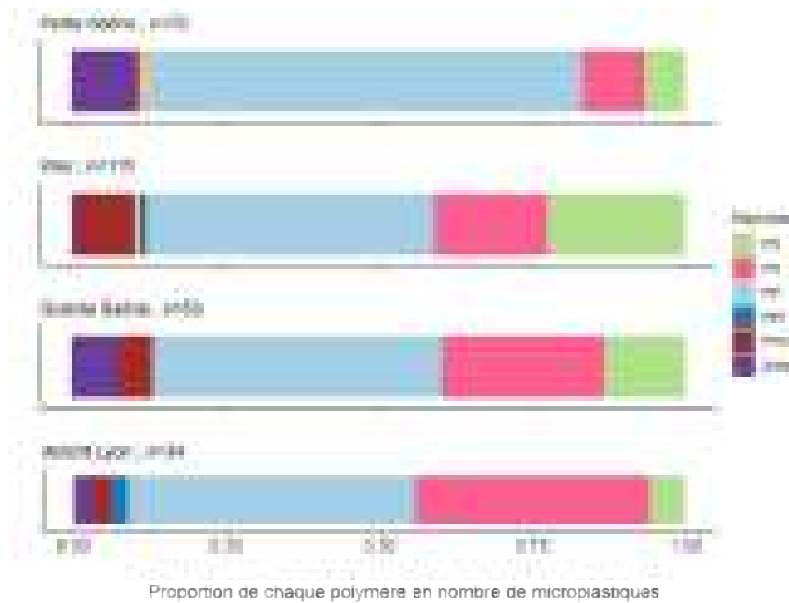
FIGURE 12 – Comparaison de la concentration des sédiments en microplastiques et de la concentration surfacique en macroplastiques sur les sites d'échantillonnage. Pour la lisibilité, le point correspondant au dépôt ponctuel sur berge a été retiré (donnée macroplastique très élevée et non représentative de l'ensemble de la berge). Modèle présenté : régression linéaire pour les sites à dépôts diffus uniquement.

Concernant les compositions en polymères, les microplastiques sont constitués de 53% de particules de PE, 20% de PP et 15 % de PS, tandis qu'on compte parmi les macroplastiques bien plus de débris en PS (42%), 22% de PP et seulement 20% de PE (tableaux 4 et 5).

Cependant, on peut tenir compte des classes de masse dans la caractérisation des macroplastiques. La composition des macroplastiques de quelques mg à plusieurs centaines de grammes accompagnée de la composition des microplastiques identifiés sur chacun des secteurs est présentée en figure 13. On observe que la répartition en polymère change selon la classe de masse des macroplastiques considérés. Parmi les macroplastiques de l'ordre de quelques dixièmes de grammes à quelques grammes, on retrouve la prépondérance du PS (plus de la moitié des items), environ 30% de PP et assez peu de PE. En revanche, la proportion de PS est beaucoup plus faible (moins de 20%) lorsque l'on considère les items de plus d'une dizaine de grammes. Parmi ces derniers, on retrouve une majorité de PE ou de PET (qui correspond surtout aux bouteilles, généralement retrouvées entières). Les plus gros items (plus d'une centaine de grammes) ont également une composition différente avec une prépondérance de PE mais aussi plus de PVC, co-PVC ou autres polymères. Cette dernière catégorie est composée d'objets particuliers et très divers (chaussures, jouets, bidons ou seaux, sacs poubelle épais et quelques autres objets). Enfin, quand la classe de masse de macroplastiques considérée diminue en-dessous de 0.1 g, la proportion du PS parmi les fragments diminue et celle du PE augmente. La composition des petits macroplastiques tend donc à se rapprocher de celle des microplastiques. Parmi ces derniers, les proportions relatives de PE, PP et PS reflètent aussi assez bien celles des gros macroplastiques (quelques grammes à centaines de grammes), tout particulièrement sur le secteur de la Petite Saône où l'on retrouve une large prépondérance du PE qui constitue la majorité des gros items, et donc possiblement une part importante de la masse présente dans l'environnement.



(a) Composition en polymères de macroplastiques de différentes masses. Les items supérieurs à 300 g ont été retirés car peu nombreux et de masses très variables, et donc peu représentatifs d'une classe de masse.



(b) Composition en polymères des microplastiques extraits des sédiments pour chacun des quatre secteurs

FIGURE 13 – Comparaison de la composition en polymères des macro- et microplastiques

## 4 Discussion

### 4.1 Composition de la pollution macroplastique des berges de la Saône

70% des macroplastiques référencés sur le lit majeur de la Saône étaient des fragments non identifiables, souvent très altérés. Nos résultats se distinguent ainsi des études menées sur d'autres rivières européennes, où plus de 40%, et jusqu'à près de 90% des macroplastiques étaient des items identifiables (Winton et al., 2020). Plus de 50% des macroplastiques collectés le long du Rhône par Lavergne et al. (2024) étaient également des petits fragments. Cela suggère que ces plastiques sont issus de fragmentation, et qu'il ne s'agit pas d'émissions récentes au niveau des sites étudiés, mais bien de dépôt suite à un transport dans la rivière ayant pu durer quelques semaines comme plusieurs années (Tramoy et al., 2020b).

Les macroplastiques collectés identifiables sont essentiellement reliés à des produits de consommation jetables courants (notamment, les bouteilles ou emballages de tous types représentent au

total 19% des macroplastiques, et 64% des débris identifiables; figure 6b), ou parfois (moins de 10% des débris identifiables) à un usage récréatif de la rivière (pêche, perte de jouets, ...). La composition est similaire à ce qui a été observé dans d'autres cours d'eau européens, où la proportion d'emballages alimentaires parmi les items identifiables rapportée est de 13%, et celle de bouteilles ou bouchons de 15% (Winton et al., 2020). La prépondérance d'items sanitaires comme d'objets liés au tabac est en moyenne sur les études compilées de 5% pour chacune de ces deux catégories, et elle est de l'ordre de 7% sur les berges de la Saône. Emballages alimentaires et bouteilles ou bouchons constituaient également les items prépondérants sur les berges du Rhône (Lavergne et al., 2024). Nous n'avons collecté aucun mégot de cigarette, alors qu'ils font partie des items assez fréquemment rapportés par d'autres études (en moyenne 6.5% des débris identifiables selon Winton et al. (2020)). La méthodologie de terrain que nous avons employée ciblait les dépôts liés aux crues, et donc les items susceptibles d'être transportés flottants à la surface de l'eau. De plus, une majorité des mégots comptabilisés sur le Rhône par Lavergne et al. (2024) se trouvait à l'embouchure du fleuve. Il est donc probable que les mégots soient transportés dans la colonne d'eau, et atteignent beaucoup plus rapidement la mer que les autres types d'items.

## 4.2 Où sont stockés les macroplastiques sur le lit majeur ?

Du fait de ce transport dans la rivière, il n'est pas étonnant que la proximité directe de zones fortement urbanisées et peuplées n'impacte pas les concentrations observées, alors qu'on aurait pu s'attendre à une forte augmentation en s'approchant de la métropole de Lyon, lorsque le tissu urbain devient continu. Les macroplastiques amenés à la rivière sont largement redistribués selon leur masse et leur texture, et concentrés sur des zones de dépôt dépendantes du contexte hydro-morphologique, tout particulièrement dans les secteurs où la puissance spécifique est faible : sur la Grande Saône, et sur la vingtaine de kilomètres juste en amont de la confluence avec le Doubs. Un courant faible favorise donc le dépôt. Toutefois, si l'on trouve dans ces secteurs un nombre plus important d'items, ils sont aussi en général de masse plus faible. C'est en effet sur la Petite Saône que les macroplastiques collectés avaient la masse médiane la plus élevée (figure 8a). La répartition de la masse de plastique le long de la rivière pourrait ainsi suivre une autre tendance.

Parmi les quatre types de zones décrites, les îles à dépôts diffus et les dépôts ponctuels sur berge sont deux extrêmes qui semblent représenter des mécanismes de piégeage distincts (figures 3 et 10). Les **îles à dépôts diffus** sont les sites où le courant en crue, du fait de leur localisation, est fort et transporte ainsi des macroplastiques de masse importante. Leur végétation très dense agit comme un filtre et piège facilement le bois et les plastiques. La présence de branchages explique le piégeage en plus grande quantité de plastiques *film* ou *fiber*, dont il a été montré qu'ils sont majoritaires parmi les plastiques piégés dans la végétation (Gallitelli et al., 2025). Les **dépôts ponctuels sur berge** sont, eux, surtout localisés dans les sections de la rivière où la puissance spécifique est faible, et se forment dans une configuration d'eaux calmes derrière un obstacle, probablement au moment de la décrue. Sur une surface réduite, ils concentrent un très grand nombre de macroplastiques. Si la situation de ces dépôts de bois et plastique en bord d'eau semble de prime abord similaire aux observations réalisées par Liro et al. (2022) sur les embâcles situés en bordure de la Dunajec, le mécanisme n'est pas le même. En effet, sur les sites de la Saône, les macroplastiques collectés

dans ces conditions sont essentiellement de type *foam*. Ces derniers ont une flottabilité importante, et sont donc moins immergés ce qui pourrait les rendre moins sensibles au courant. Ils sont donc plus probablement déposés sur la berge simultanément aux déchets organiques. En contraste, sur la Dunajec, les observations suggèrent plutôt un piégeage par les déchets organiques de l'embâcle préexistant (Liro et al., 2025), avec autant voire plus de plastiques *film* que dans les zones à végétation arbustive (Liro et al., 2022).

Dans le cas du **dépôt ponctuel sur une île**, on trouve un important dépôt de bois mort, souvent dans une dépression, au milieu de la végétation. Ce dépôt ainsi que la végétation vont créer un obstacle au courant très large avec potentiellement des zones d'eau calme en plus du piégeage par les branches. Quant aux **berges à dépôts diffus**, elles sont constituées en général de plusieurs très petits dépôts ponctuels épars avec une végétation relativement dense. Ces deux cas permettent d'envisager la coexistence des deux mécanismes décrits précédemment (dépôt dans les zones d'eaux calmes et piégeage par la végétation), et donc la formation de zones de dépôt importantes quand il y a à la fois de la végétation et des zones d'eaux calmes (Brugé et al., 2018).

Les masses plus importantes des macroplastiques piégés sur les îles sont cohérentes avec l'hypothèse d'un piégeage par la végétation. La contrainte exercée par le courant y étant plus forte qu'au bord de l'eau, les plastiques transportés jusqu'aux îles pourraient ainsi avoir une masse plus importante. Par ailleurs, la masse médiane des plastiques retrouvés sur le secteur de la Petite Saône était aussi plus élevée. Cela est cohérent avec des observations réalisées sur d'autres rivières (Galitelli et Scalici, 2022) et pourrait aussi bien suggérer une présence plus importante de décharges sauvages soumises à érosion, une fragmentation des plastiques entre l'amont et l'aval, qu'une plus forte capacité de transport liée au courant plus fort sur ce secteur.

### 4.3 Sources des microplastiques et impact de l'hydrologie sur le dépôt

Les microplastiques déposés avec les sédiments présentent quant à eux une distribution beaucoup plus homogène entre les différents sites que celle des macroplastiques. L'ordre de grandeur de quelques milliers de particules par kg de sédiment est cohérent avec ce qui a pu être documenté sur d'autres rivières, tout comme la présence majoritaire de PE, suivi du PP et du PS (Lahens et al., 2018; Corcoran et al., 2020; Scherer et al., 2020; Dendievel et al., 2023; Gao et al., 2024). Il y a peu de différence d'abondance entre l'amont et l'aval. Même en tenant compte de la granulométrie et du taux de matière organique, il n'a pas été possible de corrélérer les taux observés à l'occupation humaine des terrains adjacents. En revanche, l'hydromorphologie semble jouer un rôle important dans les quantités observées, avec des quantités plus importantes là où la puissance du cours d'eau est la plus faible. On peut en particulier remarquer les quantités très importantes dans les deux sites juste en amont de la confluence avec le Doubs (figure 11a) dont on sait que les crues créent un effet de retenue (Astrade, L., 2005). Cela pourrait être à l'origine d'un piégeage plus important des microplastiques, à l'image de ce qui est observé à l'amont des barrages (Scherer et al., 2020; Dhivert et al., 2022; Dendievel et al., 2023). La quantité de microplastiques mesurée sur le site au PK 363.2 est très faible alors même qu'il s'agissait d'un échantillon de sédiment fin et riche en matière organique. Ce résultat est d'autant plus étonnant qu'il s'agissait d'un bras mort derrière une ancienne île, connecté par l'aval, avec des eaux très calmes (Baudoin, JL, 2024), qu'on pour-

rait penser propices au dépôt. Il pourrait être lié à une faible fréquence de submersion du point échantillonné sur la berge, assez pentue.

Malgré les incertitudes sur la mesure de diamètre liées à une détection en deux dimensions et aux résidus de matière organique, la diminution dans la taille des particules avec la puissance spécifique pourrait aussi constituer un effet hydro-sédimentaire, où les particules les plus petites ne sont déposées que dans des eaux plus calmes. En effet, le diamètre des particules constitue l'un des facteurs de la vitesse de chute des microplastiques dans l'eau (Kowalski et al., 2016). Toutefois, les sites à la puissance spécifique élevée étant principalement situés sur la Petite Saône, on peut aussi supposer une fragmentation des particules retrouvées en aval au cours de leur transport.

L'absence de PVC et la présence limitée de PP sur les sites à moindre dominante urbaine et industrielle suggère une différence dans les sources de microplastiques, notamment entre l'amont et l'aval. Le PE, le PP et le PS peuvent être issus de la dégradation de biens de consommation courants et donc plus ubiquistes (Geyer et al., 2017). Ce sont en effet ces polymères qui composent les emballages à usage unique, constituant une majorité des items macroplastiques que nous avons collectés (figure 6b). La présence de PVC, malgré la densité plus importante de ce polymère qui rend son transport moins probable, est souvent reliée à des sources industrielles (Dhivert et al., 2024), ce qui expliquerait sa présence accrue à l'aval de la Saône par rapport à l'amont. L'existence de sources industrielles est aussi suggérée par l'observation sur le terrain de granulés industriels au niveau des dépôts de crues. La longueur du linéaire ne permet pas de conclure à une source ponctuelle en particulier, mais il est possible que le PVC constitue un apport du bassin versant du Doubs dès la jonction avec le canal Rhin-Rhône. En ce qui concerne le PP, il constitue une part plus importante des microplastiques à l'aval, mais son usage très large rend l'analyse plus incertaine. Cet impact de l'occupation du sol sur la composition polymérique plus que sur la quantité de microplastiques est similaire à ce qui a été mis en évidence sur la Brisbane (Australie), où, sur la partie amont caractérisée par un bassin versant peu urbanisé, les microplastiques étaient quasiment exclusivement composés de PE, tandis que d'autres polymères, notamment PP et PA, étaient retrouvés en présence de villes et d'industries (He et al., 2020).

#### 4.4 Des macro- aux microplastiques : similarités et différences

Nous nous attendions à observer des concentrations en microplastiques particulièrement plus élevées sur les sites de dépôt de macroplastiques, ce qui aurait indiqué une contribution directe de leur fragmentation *in situ* à la pollution microplastique. Dans un premier temps, cette hypothèse semble écartée. Toutefois, le caractère diffus des zones de dépôt et la difficulté sur le terrain à échantillonner des sédiments directement sur les dépôts ponctuels limitent la portée de cette conclusion.

En revanche, si l'on considère exclusivement les contextes favorables au dépôt diffus, la concentration surfacique de macroplastiques semble être un bon indicateur de la quantité de microplastiques dans les sédiments (figure 12). Cela peut être dû au fait que les deux variables sont corrélées à la puissance spécifique de la rivière. Un courant plus faible conduirait à la fois à une sédimentation accrue des microplastiques et à un dépôt plus important des macroplastiques quand la configuration locale permet leur rétention. On note d'ailleurs que le paramètre de puissance du cours d'eau

est corrélé de la même manière à la masse médiane des macroplastiques et au diamètre médian des microplastiques. Une autre hypothèse pourrait être que la concentration sur des dépôts diffus, de configuration relativement homogène entre eux, est un bon indicateur de la contamination en macroplastiques d'un secteur, et que celle-ci génère, par fragmentation, une concentration accrue en microplastiques dans l'environnement, comme cela a par exemple été suggéré sur la Selenge par Battulga et al. (2019). Il est à nouveau difficile de trancher entre les deux possibilités, et donc d'évaluer ce qui relève de la fragmentation ou d'une similarité de comportement dans l'environnement, ces deux hypothèses n'étant par ailleurs pas incompatibles.

Il n'y a pas de différence marquée entre la composition des macro- et microplastiques identifiés. En effet, le polystyrène, très présent en nombre d'items macroplastiques en raison de la forte fragmentation des polystyrènes expansés, représente une masse totale très faible. Il est donc nécessaire de tenir compte de la distribution de masse ou taille des macroplastiques quand il s'agit de les comparer aux microplastiques. Le fait de disposer d'une donnée de masse pour chaque macroplastique permet ici d'aller au-delà d'une répartition entre méso- et macroplastiques, et de regarder, sur les plastiques retrouvés dans l'environnement, comment évolue la composition avec les gammes de taille (figure 13). Ainsi, le PE constitue une part importante des items les plus gros et donc de la masse totale, mais aussi des fragments de petite taille parmi les macroplastiques. De plus, la proportion de PE était plus importante parmi les plastiques *film*, dont la texture fine facilite potentiellement la fragmentation. Ces observations vont dans le sens de sources communes, avec des microplastiques majoritairement constitués de PE qui seraient issus de la fragmentation de débris plus gros. Le PET n'est que très peu retrouvé à l'état microplastique, ce qui suggère peu de fragmentation des macroplastiques PET (bouteilles essentiellement). Toutefois, la répartition différenciée dans l'environnement des microplastiques PVC et peut-être partiellement du PP, alors que la composition des macroplastiques ne change pas entre l'amont et l'aval, suggère l'existence de sources spécifiques de microplastiques qui pourraient intervenir essentiellement sur les trois secteurs aval (He et al., 2020). Il pourrait par exemple s'agir du lessivage des surfaces urbaines par temps de pluie (Österlund et al., 2023; Iannuzzi et al., 2024).

## 4.5 Implications et perspectives

Bien que le piégeage au niveau des infrastructures de la rivière ait été exclu de l'étude, on note un fort impact des aménagements sur la localisation des sites de dépôt. En effet, l'aménagement de la Saône pour la navigation et la gestion des crues a conduit à la disparition de nombreuses îles ou à l'empierrement de berges, ce qui impacte forcément la formation des zones de dépôt mentionnées. Le dépôt diffus sera plus important sur des berges en pente douce avec de la végétation, ce qui pourrait conduire à un piégeage plus important sur les secteurs les moins aménagés (Bruge et al., 2018; Liro et al., 2022). Il s'agit par exemple des îles, qui sont des refuges de biodiversité floristique et faunistique, et notamment des sites de nidification (Baudoin, JL, 2024). Or, les oiseaux sont parmi les espèces les plus impactées par la présence de macroplastiques, notamment par ceux de type *film* ou *fiber* (Blettler et Mitchell, 2021). Néanmoins, des dépôts ponctuels importants ont aussi été observés sur des berges aménagées, notamment au niveau des rampes de mise à l'eau ou des quais inondés pendant les crues. Ces sites sont souvent très accessibles et concentrent

beaucoup de macroplastiques. Les pontons ou piles de pont piègent également une partie du flux de macroplastiques. Homogènes entre eux, ces sites pourraient être représentatifs du niveau de contamination sur un secteur et ouvrent à ce titre des perspectives méthodologiques.

L’existence de plusieurs modes de piégeage (dépôt à l’écart du courant, piégeage dans la végétation, piégeage dans un embâcle) pourrait conduire à des temps de résidence sur les sites de dépôt variables. Il est ainsi possible que certains sites, par exemple la forêt dense des îles, présentent des dynamiques d’accumulation sur plusieurs années, tandis que d’autres, les eaux calmes derrière un unique buisson, ne soient que des lieux de stockage temporaire de quelques semaines. La texture et la taille étant deux facteurs qui impactent le piégeage d’un macroplastique, il est aussi possible que ce temps varie selon le type d’item, et donc, selon le groupe de polymères considéré. Or, la durée et le lieu du dépôt impacteront nécessairement la fragmentation en microplastiques (Liro et al., 2023), qui pourrait être non négligeable dans le cas d’accumulations pérennes. Ceci souligne l’intérêt de poursuivre le développement de méthodes permettant de quantifier la fragmentation dans les rivières, qui pourrait constituer l’une des sources des microplastiques dans les fleuves, dont il serait intéressant de mesurer l’importance relative (Liro et al., 2024).

## CONCLUSION

La contamination des berges de la Saône en macroplastiques est majoritairement constituée de débris issus de biens de consommation courants (emballages alimentaires ou autre, bouteilles, ...) et ayant été transportés par les crues. L’hydromorphologie détermine leurs lieux préférentiels de stockage : le dépôt se concentre sur certains sites (zones ponctuelles d’eaux calmes derrière un obstacle ou zones à la végétation très dense), tandis que les berges abruptes, avec peu de végétation ou beaucoup de courant en sont dépourvues. Les résultats mettent en évidence des lieux mais aussi des modes de piégeage différents selon la taille et la texture du débris considéré, ce qui pourrait impliquer des temps de résidence variables des différents polymères dans la rivière. Par exemple, le piégeage de *film* dans les zones forestières très denses des îles avec beaucoup de bois mort est susceptible d’être plus pérenne que le dépôt sur berge de *foam* dans des configurations d’eaux calmes. Comprendre et tenir compte de ces effets locaux est donc essentiel pour évaluer la pollution plastique sur un linéaire de berge. La distribution des microplastiques dans les sédiments limoneux, dont la concentration médiane est de l’ordre de 5000 particules par kg sec, semble également impactée par le contexte hydro-sédimentaire, mais avec une différence de composition selon l’occupation du sol alentours. Finalement, les secteurs où la faible pente induit une diminution de la contrainte de cisaillement exercée par l’écoulement de l’eau sont ceux où l’on retrouve le plus de microplastiques comme de macroplastiques dans les zones de dépôt diffus. Ainsi, en considérant uniquement des sites à la morphologie et à la végétation homogènes, on observe des similarités dans la distribution des deux contaminants. L’importance de la fragmentation *in situ* est difficile à établir, du fait de la remobilisation par les crues des sédiments dont les sites de dépôt ne sont pas les mêmes que ceux des macroplastiques. Cette question nécessiterait donc une approche méthodologique plus ciblée. Sur l’ensemble de l’échantillonnage réalisé, il n’y a pas de grande discontinuité entre la composition des macro- et des microplastiques, mais l’évolution entre l’amont et l’aval suggère l’existence de sources additionnelles de microplastiques au niveau des aires urbaines.

## FINANCEMENTS

Le projet porté par l'association Juste 2.0°C a reçu du soutien financier ou technique de plusieurs partenaires publics ou privés :

Plan Rhône-Saône : FNADT Préfecture Auvergne-Rhône-Alpes, Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse, Compagnie Nationale du Rhône, Electricité de France

Région Bourgogne-Franche-Comté, Métropole Grand Lyon, Ville de Lyon, Ministère de l'Education Nationale et de la Jeunesse - DGESCO, Ecole Normale Supérieure de Lyon, Ecole Normale Supérieure PSL, Université Paris Sciences et Lettres et fondation Singular Planet, CROUS de Paris - CVEC, Fondation Veolia, Defim Lyon, Chalon Nautic

## REMERCIEMENTS

Du côté du laboratoire, je remercie André-Marie et Brice pour leur confiance et leurs conseils depuis maintenant deux ans, ainsi que toute l'équipe Iaphy pour son aide et sa bonne humeur, et tout particulièrement Zoé Iannuzzi pour sa formation impeccable sur les extractions de microplastiques.

Merci à Laurent Astrade pour la mise à disposition de ses données qui ont enrichi le rapport et les analyses.

Côté projet, je souhaite remercier tou·tes les membres ou adhérent·es de l'association Juste 2.0°C qui consacrent ou ont consacré du temps à construire, financer, mener et partager le projet Saône 2 Rhône, avec une mention particulière pour celles-ux qui m'ont aidée à collecter des plastiques sur le terrain. Merci aussi à l'ENS et au département de géosciences pour leur confiance. Merci à Maria Alp et Sophie Cauvy-Fraunié pour leur soutien dans le montage du volet scientifique du projet. Il me faut aussi remercier la centaine de partenaires (institutionnels, techniques, financiers, pédagogiques) de l'association dont nous avons rencontré une grande partie sur le terrain ou sur le bateau, mais aussi les écoles - enseignant·es et enfants - et tou·tes les habitant·es, souvent anonymes, qui nous ont donné l'énergie de poursuivre tout au long de la campagne de terrain, tout particulièrement les habitant·es de Soing-Cubry-Charentenay dont l'engagement nous a permis de repartir après un accident. Avec aussi une pensée particulière pour celles-ux qui m'ont conseillé des sites de terrain ou offert des plastiques ! Enfin, merci à Jean-Loup, Valentin et Amandine pour nos échanges riches ainsi que pour cette aventure partagée sur la rivière pour laquelle on aurait difficilement pu rêver meilleure coloc' flottante.

# Références

- Al-Zawaidah, H., Ravazzolo, D., et Friedrich, H. Macroplastics in rivers : present knowledge, issues and challenges. *Environmental Science : Processes & Impacts*, 23(4) :535–552, 2021. ISSN 2050-7887, 2050-7895. doi : 10.1039/D0EM00517G. URL <http://xlink.rsc.org/?DOI=D0EM00517G>.
- Amendola et Weingertner. Plan d’actions opérationnel sur la Saône - Phase 1 - Etat des lieux et élaboration d’un programme d’action sur le lit mineur de la Saône. Technical report, EPTB Saône-Doubs, Agence de l’Eau RMC, May 2020. URL <https://www.eptb-saone-doubs.fr/wp-content/uploads/2022/02/Etude-morphologique-Axe-Saone-Phase-1.pdf>.
- Astrade, L. *La Saône en crue - Dynamique d’un hydrosystème anthropisé*. Presses universitaires de Lyon, June 2005. ISBN 978-2-7297-0743-9.
- Battulga, B., Kawahigashi, M., et Oyuntsetseg, B. Distribution and composition of plastic debris along the river shore in the Selenga River basin in Mongolia. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(14) :14059–14072, May 2019. ISSN 0944-1344, 1614-7499. doi : 10.1007/s11356-019-04632-1. URL <http://link.springer.com/10.1007/s11356-019-04632-1>.
- Baudoin, JL. Les îles de la Saône - Dynamique d’espaces naturels résiduels dans une rivière devenue voie navigable (XIXe–XXIe siècles). Mémoire de M2, Université Paris 1, October 2024.
- Blettler, M. C. M., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., et Garello, N. Plastic pollution in freshwater ecosystems : macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11) :581, November 2017. ISSN 0167-6369, 1573-2959. doi : 10.1007/s10661-017-6305-8. URL <http://link.springer.com/10.1007/s10661-017-6305-8>.
- Blettler, M. C. et Mitchell, C. Dangerous traps : Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of The Total Environment*, 798 :149317, December 2021. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2021.149317. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721043904>.
- Bruge, A., Barreau, C., Carlot, J., Collin, H., Moreno, C., et Maison, P. Monitoring Litter Inputs from the Adour River (Southwest France) to the Marine Environment. *Journal of Marine Science and Engineering*, 6(1) :24, March 2018. ISSN 2077-1312. doi : 10.3390/jmse6010024. URL <https://www.mdpi.com/2077-1312/6/1/24>.
- Castro-Jiménez, J., González-Fernández, D., Fornier, M., Schmidt, N., et Sempéré, R. Macro-litter in surface waters from the Rhone River : Plastic pollution and loading to the NW Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 146 :60–66, September 2019. ISSN 0025326X. doi : 10.1016/j.marpolbul.2019.05.067. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X19304436>.
- Cesarini, G. et Scalici, M. Riparian vegetation as a trap for plastic litter. *Environmental Pollution*, 292 :118410, January 2022. ISSN 02697491. doi : 10.1016/j.envpol.2021.118410. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749121019928>.
- Constant, M., Ludwig, W., Kerhervé, P., Sola, J., Charrière, B., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., et Heussner, S. Microplastic fluxes in a large and a small Mediterranean river catchments : The Têt and the Rhône, Northwestern Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*, 716 :136984, May 2020. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2020.136984. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720304940>.
- Corcoran, P. L., Belontz, S. L., Ryan, K., et Walzak, M. J. Factors Controlling the Distribution of Microplastic Particles in Benthic Sediment of the Thames River, Canada. *Environmental Science & Technology*, 54(2) :818–825, January 2020. ISSN 0013-936X, 1520-5851. doi : 10.1021/acs.est.9b04896. URL <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b04896>.

- Cottom, J. W., Cook, E., et Velis, C. A. A local-to-global emissions inventory of macroplastic pollution. *Nature*, 633(8028) :101–108, September 2024. ISSN 0028-0836, 1476-4687. doi : 10.1038/s41586-024-07758-6. URL <https://www.nature.com/articles/s41586-024-07758-6>.
- Cozzolino, L., Nicastro, K. R., Zardi, G. I., et De Los Santos, C. B. Species-specific plastic accumulation in the sediment and canopy of coastal vegetated habitats. *Science of The Total Environment*, 723 :138018, June 2020. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2020.138018. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896972031531X>.
- Dawson, C. *ggprism : A 'ggplot2' Extension Inspired by 'GraphPad Prism'*, 2024. URL <https://CRAN.R-project.org/package=ggprism>. R package version 1.0.5.
- Delile, H., Masson, M., Miège, C., Le Coz, J., Poulhier, G., Le Bescond, C., Radakovitch, O., et Coquery, M. Hydro-climatic drivers of land-based organic and inorganic particulate micropollutant fluxes : The regime of the largest river water inflow of the Mediterranean Sea. *Water Research*, 185 :116067, October 2020. ISSN 00431354. doi : 10.1016/j.watres.2020.116067. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135420306047>.
- Dendievel, A.-M., Wazne, M., Vallier, M., Mermillod-Blondin, F., Mourier, B., Piégay, H., Winiarski, T., Krause, S., et Simon, L. Environmental and land use controls of microplastic pollution along the gravel-bed Ain River (France) and its “Plastic Valley”. *Water Research*, 230 :119518, February 2023. ISSN 00431354. doi : 10.1016/j.watres.2022.119518. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135422014634>.
- Dhivert, E., Phuong, N., Mourier, B., Grosbois, C., et Gasperi, J. Microplastic trapping in dam reservoirs driven by complex hydrosedimentary processes (Villerest Reservoir, Loire River, France). *Water Research*, 225 :119187, October 2022. ISSN 00431354. doi : 10.1016/j.watres.2022.119187. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135422011320>.
- Dhivert, E., Pruvost, J., Winiarski, T., Gasperi, J., Delor-Jestin, F., Tassin, B., et Mourier, B. Time-varying microplastic contributions of a large urban and industrial area to river sediments. *Environmental Pollution*, 347 :123702, 2024. doi : 10.1016/j.envpol.2024.123702. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749124004160>.
- Friendly, M. et SAS, I. *Visualizing categorical data*. Sas Institute Cary, NC, 2000.
- Gallitelli, L. et Scalici, M. Riverine macroplastic gradient along watercourses : A global overview. *Frontiers in Environmental Science*, 10 :937944, August 2022. ISSN 2296-665X. doi : 10.3389/fenvs.2022.937944. URL <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.937944/full>.
- Gallitelli, L. et Scalici, M. Can macroplastics affect riparian vegetation blooming and pollination ? First observations from a temperate South-European river. *Ecological Indicators*, 154 :110531, October 2023. ISSN 1470160X. doi : 10.1016/j.ecolind.2023.110531. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X23006738>.
- Gallitelli, L., Cutini, M., Cesarini, G., et Scalici, M. Plastic hotspot areas in riverine habitats : Riparian vegetation diversity and structure entrap riverine plastics. *Current Plant Biology*, 41 :100450, March 2025. ISSN 22146628. doi : 10.1016/j.cpb.2025.100450. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2214662825000180>.
- Gao, S., Orlowski, N., Bopf, F. K., et Breuer, L. A review on microplastics in major European rivers. *WIREs Water*, 11(3) :e1713, May 2024. ISSN 2049-1948, 2049-1948. doi : 10.1002/wat2.1713. URL <https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wat2.1713>.
- Garnier, Simon, Ross, Noam, Rudis, Robert, Camargo, Pedro, A., Sciaini, Marco, Scherer, et Cédric. *viridis(Lite) - Colorblind-Friendly Color Maps for R*, 2024. URL <https://sjmgarnier.github.io/viridis/>. viridis package version 0.6.5.

- Geyer, R., Jambeck, J. R., et Law, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3 (7) :e1700782, July 2017. ISSN 2375-2548. doi : 10.1126/sciadv.1700782. URL <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1700782>.
- Gonzalez-Saldias, F., Sabater, F., et Gomà, J. Microplastic distribution and their abundance along rivers are determined by land uses and sediment granulometry. *Science of The Total Environment*, 933 :173165, July 2024. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2024.173165. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969724033126>.
- He, B., Wijesiri, B., Ayoko, G. A., Egodawatta, P., Rintoul, L., et Goonetilleke, A. Influential factors on microplastics occurrence in river sediments. *Science of The Total Environment*, 738 :139901, October 2020. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2020.139901. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720334215>.
- Heiri, O., Lotter, A. F., et Lemcke, G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments : Reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25(1) :101–110, 2001. ISSN 09212728. doi : 10.1023/A:1008119611481. URL <http://link.springer.com/10.1023/A:1008119611481>.
- Hervé, M. et Hervé, M. M. Package ‘rvaidememoire’. See <https://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>, 2020.
- Horton, A. A. et Dixon, S. J. Microplastics : An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water*, 5(2), March 2018. ISSN 2049-1948, 2049-1948. doi : 10.1002/wat2.1268. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wat2.1268>.
- Iannuzzi, Z., Mourier, B., Winiarski, T., Lipeme-Kouyi, G., Polomé, P., et Bayard, R. Contribution of different land use catchments on the microplastic pollution in detention basin sediments. *Environmental Pollution*, 348 :123882, 2024. doi : 10.1016/j.scitotenv.2022.159781. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749124005967>.
- Jeppson, H., Hofmann, H., et Cook, D. *ggmosaic : Mosaic Plots in the 'ggplot2' Framework*, 2021. URL <https://CRAN.R-project.org/package=ggmosaic>. R package version 0.3.3.
- Kassambara, A. *ggpubr : 'ggplot2' Based Publication Ready Plots*, 2023a. URL <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>. R package version 0.6.0.
- Kassambara, A. *rstatix : Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests*, 2023b. URL <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>. R package version 0.7.2.
- Kiessling, T., Knickmeier, K., Kruse, K., Brennecke, D., Nauendorf, A., et Thiel, M. Plastic Pirates sample litter at rivers in Germany – Riverside litter and litter sources estimated by schoolchildren. *Environmental Pollution*, 245 :545–557, February 2019. ISSN 02697491. doi : 10.1016/j.envpol.2018.11.025. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749118320608>.
- Kiss, T., Fórián, S., Szatmári, G., et Sipos, G. Spatial distribution of microplastics in the fluvial sediments of a transboundary river – A case study of the Tisza River in Central Europe. *Science of The Total Environment*, 785 : 147306, September 2021. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2021.147306. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721023779>.
- Klein, S., Worch, E., et Knepper, T. P. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology*, 49(10) :6070–6076, May 2015. ISSN 0013-936X, 1520-5851. doi : 10.1021/acs.est.5b00492. URL <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b00492>.

- Kowalski, N., Reichardt, A. M., et Waniek, J. J. Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1) :310–319, August 2016. ISSN 0025326X. doi : 10.1016/j.marpolbul.2016.05.064. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X16303848>.
- Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T.-C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., et Tassin, B. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236 :661–671, May 2018. ISSN 02697491. doi : 10.1016/j.envpol.2018.02.005. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117330579>.
- Lavergne, E., Calves, I., Ter Halle, A., Landebrit, L., Ludwig, W., Ghiglione, J.-F., et Meistertzheim, A.-L. Rapport final : Projet Plastic Rhône. Technical Report RA-2023-011-001\_V1, Plastic at sea, Compagnie Nationale du Rhône et Agence de l'eau Rhône, Méditerranée, Corse, 2024.
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., et Reisser, J. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1) :15611, June 2017. ISSN 2041-1723. doi : 10.1038/ncomms15611. URL <https://www.nature.com/articles/ncomms15611>.
- Lechthaler, S., Waldschläger, K., Stauch, G., et Schüttrumpf, H. The Way of Macroplastic through the Environment. *Environments*, 7(10) :73, September 2020. ISSN 2076-3298. doi : 10.3390/environments7100073. URL <https://www.mdpi.com/2076-3298/7/10/73>.
- Ledieu, L., Tramoy, R., Phuong, N. N., Colasse, L., Dris, R., Tassin, B., et Gasperi, J. Plastic litter accumulation zones on the riverbanks of the seine river (france) : what about microplastics? In *MICRO 2024 : Plastic pollution from macro to nano.*, 2024. URL <https://univ-eiffel.hal.science/hal-04603103v1>.
- Liro, M., Emmerik, T. V., Wyzga, B., Liro, J., et Mikuś, P. Macroplastic Storage and Remobilization in Rivers. *Water*, 12(7) :2055, July 2020. ISSN 2073-4441. doi : 10.3390/w12072055. URL <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/7/2055>.
- Liro, M., Mikuś, P., et Wyzga, B. First insight into the macroplastic storage in a mountain river : The role of in-river vegetation cover, wood jams and channel morphology. *Science of The Total Environment*, 838 :156354, September 2022. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2022.156354. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969722034519>.
- Liro, M., Zielonka, A., et Van Emmerik, T. H. Macroplastic fragmentation in rivers. *Environment International*, 180 :108186, October 2023. ISSN 01604120. doi : 10.1016/j.envint.2023.108186. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412023004592>.
- Liro, M., Zielonka, A., et Mikuś, P. First attempt to measure macroplastic fragmentation in rivers. *Environment International*, 191 :108935, September 2024. ISSN 01604120. doi : 10.1016/j.envint.2024.108935. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016041202400521X>.
- Liro, M., Mikuś, P., et Zielonka, A. Field experiment confirms high macroplastic trapping efficiency of wood jams in a mountain river channel. *Scientific Reports*, 15(1) :2933, January 2025. ISSN 2045-2322. doi : 10.1038/s41598-025-87147-9. URL <https://www.nature.com/articles/s41598-025-87147-9>.
- Meijer, L. J. J., Van Emmerik, T., Van Der Ent, R., Schmidt, C., et Lebreton, L. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18) :eaaz5803, April 2021. ISSN 2375-2548. doi : 10.1126/sciadv.aaz5803. URL <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aaz5803>.
- Menekes, D., Mellink, Y. A. M., Schreyers, L. J., Van Emmerik, T. H. M., et Nowack, B. Macroplastic Fate and Transport Modeling : Freshwaters Act as Main Reservoirs. *ACS ES&T Water*, 4(6) :2470–2481, June 2024. ISSN 2690-0637, 2690-0637. doi : 10.1021/acsestwater.3c00817. URL <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsestwater.3c00817>.

- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C. J., et Weedon, J. *vegan : Community Ecology Package*, 2024. URL <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. R package version 2.6-8.
- Österlund, H., Blecken, G., Lange, K., Marsalek, J., Gopinath, K., et Viklander, M. Microplastics in urban catchments : Review of sources, pathways, and entry into stormwater. *Science of the Total Environment*, 858 :159781, 2023. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722068814>.
- QGIS Development Team. *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association, 2024. URL <https://www.qgis.org>.
- R Core Team. *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2024. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rochman, C. M. Microplastics research—from sink to source. *Science*, 360(6384) :28–29, 2018. doi : 10.1126/science.aar7734. URL <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aar7734>.
- Scherer, C., Weber, A., Stock, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., Arendt, N., Foeldi, C., Dierkes, G., Wagner, M., Brennholt, N., et Reifferscheid, G. Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of The Total Environment*, 738 :139866, October 2020. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2020.139866. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720333866>.
- Schmidt, N., Thibault, D., Galgani, F., Paluselli, A., et Sempéré, R. Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, 163 :214–220, April 2018. ISSN 00796611. doi : 10.1016/j.pocean.2017.11.010. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0079661117300484>.
- Schreyers, L. J., Van Emmerik, T. H., Bui, T.-K. L., Biermann, L., Uijlenhoet, R., Nguyen, H. Q., Wallerstein, N., et Van Der Ploeg, M. Water hyacinths retain river plastics. *Environmental Pollution*, 356 :124118, September 2024. ISSN 02697491. doi : 10.1016/j.envpol.2024.124118. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749124008327>.
- Schwarz, A., Ligthart, T., Boukris, E., et Van Harmelen, T. Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments : A review study. *Marine Pollution Bulletin*, 143 :92–100, June 2019. ISSN 0025326X. doi : 10.1016/j.marpolbul.2019.04.029. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X19302905>.
- Sjoberg, D. D., Whiting, K., Curry, M., Lavery, J. A., et Larmarange, J. Reproducible summary tables with the gtsummary package. *The R Journal*, 13 :570–580, 2021. doi : 10.32614/RJ-2021-053. URL <https://doi.org/10.32614/RJ-2021-053>.
- Tramoy, R., Gasperi, J., Colasse, L., Silvestre, M., Dubois, P., Noûs, C., et Tassin, B. Transfer dynamics of macroplastics in estuaries – New insights from the Seine estuary : Part 2. Short-term dynamics based on GPS-trackers. *Marine Pollution Bulletin*, 160 :111566, November 2020a. ISSN 0025326X. doi : 10.1016/j.marpolbul.2020.111566. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X20306846>.
- Tramoy, R., Gasperi, J., Colasse, L., et Tassin, B. 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, March 2020b. ISSN 0025326X. doi : 10.1016/j.marpolbul.2020.110894. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X20300126>.

- Tramoy, R., Gasperi, J., Colasse, L., Noûs, C., et Tassin, B. Transfer dynamics of macroplastics in estuaries – New insights from the Seine estuary : Part 3. What fate for macroplastics? *Marine Pollution Bulletin*, 169 :112513, August 2021. ISSN 0025326X. doi : 10.1016/j.marpolbul.2021.112513. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X21005476>.
- Van Emmerik, T., Mellink, Y., Hauk, R., Waldschläger, K., et Schreyers, L. Rivers as Plastic Reservoirs. *Frontiers in Water*, 3 :786936, January 2022. ISSN 2624-9375. doi : 10.3389/frwa.2021.786936. URL <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frwa.2021.786936/full>.
- Van Emmerik, T. H. M., Frings, R. M., Schreyers, L. J., Hauk, R., De Lange, S. I., et Mellink, Y. A. M. River plastic transport and deposition amplified by extreme flood. *Nature Water*, 1(6) :514–522, June 2023. ISSN 2731-6084. doi : 10.1038/s44221-023-00092-7. URL <https://www.nature.com/articles/s44221-023-00092-7>.
- Vriend, P., Van Calcar, C., Kooi, M., Landman, H., Pikaar, R., et Van Emmerik, T. Rapid Assessment of Floating Macroplastic Transport in the Rhine. *Frontiers in Marine Science*, 7 :10, January 2020. ISSN 2296-7745. doi : 10.3389/fmars.2020.00010. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2020.00010/full>.
- Wei, T. et Simko, V. *R package 'corrplot' : Visualization of a Correlation Matrix*, 2024. URL <https://github.com/taiyun/corrplot>. (Version 0.94).
- Wickham, H. *ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016. ISBN 978-3-319-24277-4. URL <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Wickham, H. *stringr : Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations*, 2023. URL <https://CRAN.R-project.org/package=stringr>. R package version 1.5.1.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., et Vaughan, D. *dplyr : A Grammar of Data Manipulation*, 2023. URL <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. R package version 1.1.4.
- Winton, D. J., Anderson, L. G., Roccliffe, S., et Loiselle, S. Macroplastic pollution in freshwater environments : Focusing public and policy action. *Science of The Total Environment*, 704 :135242, February 2020. ISSN 00489697. doi : 10.1016/j.scitotenv.2019.135242. URL <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719352349>.

# ANNEXES

## A Conditions hydrologiques de terrain

La figure 14 présente la situation hydrologique de la Saône avant et pendant le terrain réalisé. Ces données sont issues de la station de Chalon-sur-Saône. La dynamique est similaire sur les stations amont et aval, à l'exception du dernier secteur aval où la hauteur d'eau est maintenue constante par les barrages en-dehors des grands épisodes de crues.

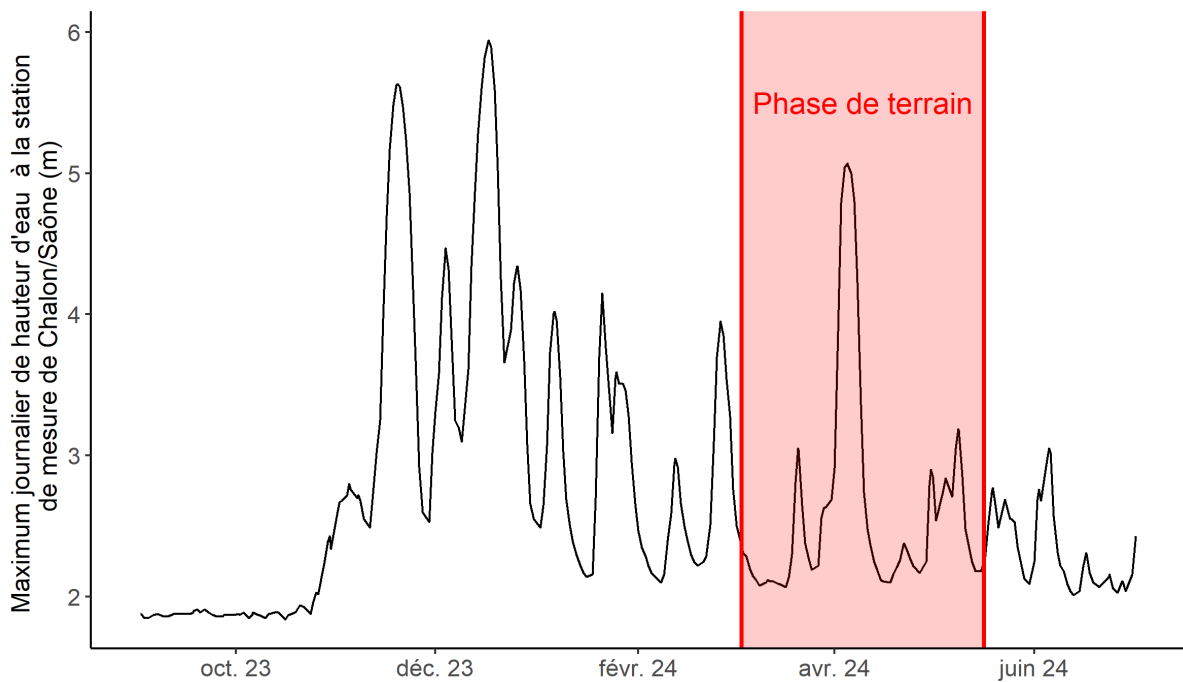


FIGURE 14 – Hauteur d'eau de la Saône mesurée à Chalon-sur-Saône entre septembre 2023 et juillet 2024. Données : HydroPortail <https://hydro.eaufrance.fr/>, consulté le 29/01/2025.

## B Détail des sites repérés sur le terrain et présentés dans le rapport

| Date                                               | ID  | Nom               | PK  | Coord. N  | Coord. E | Dépôts   | Echantillon-<br>nage de<br>sédiments | Zone          | Situation                    | Remarques et description succincte                                                                   | Surface (m²)<br>échantillonnée |
|----------------------------------------------------|-----|-------------------|-----|-----------|----------|----------|--------------------------------------|---------------|------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------|
| Sites avec dépôts de débris organiques (bois mort) |     |                   |     |           |          |          |                                      |               |                              |                                                                                                      |                                |
| 03/03/2024                                         | T1  | Port-sur-Saône    | 365 | 47.6792   | 6.0378   | Diffus   | X                                    | Petite Saône  | Rive gauche                  | Chemin possiblement fréquenté, à proximité d'un camping                                              | 200                            |
| 11/03/2024                                         | T2  | Îles Gilley       | 363 | 47.6717   | 6.0311   | Diffus   | X                                    | Petite Saône  | Ile rattachée en rive gauche | Rive ouest de l'île                                                                                  | 200                            |
| 11/03/2024                                         | T3  | Îles Gilley       | 363 | 47.6714   | 6.0312   | Diffus   | X                                    | Petite Saône  | Ile rattachée en rive gauche | Rive est de l'île, bras endigué presque refermé                                                      | 200                            |
| 16/03/2024                                         | T4  | Chemilly          | 360 | 47.6512   | 6.0242   | Diffus   | X                                    | Petite Saône  | Ile                          | Méandre recoupé                                                                                      | 200                            |
| 17/03/2024                                         | T5  | Ile de Scey       | 356 | 47.6611   | 5.9714   | Ponctuel |                                      | Petite Saône  | Ile                          | Méandre recoupé, accumulation au niveau du paléochenal                                               | 264                            |
| 26/03/2024                                         | T7  | Savoieux          | 310 | 47.5343   | 5.7534   | Diffus   | X                                    | Petite Saône  | Ile                          | Grand méandre recoupé (dérivation de Seurre), rive est de l'île, dépôts secs                         | 200                            |
| 07/04/2024                                         | T8  | St-Jean-de-Losne  | 215 | 47.1015   | 5.2584   | Ponctuel |                                      | Intermédiaire | Rive droite                  | Rampe de mise à l'eau en aval du port et de la bifurcation avec le canal                             | 90                             |
| 08/04/2024                                         | T9  | Seurre            | 187 | 46.9955   | 5.1446   | Diffus   | X                                    | Intermédiaire | Ile                          | Rive ouest de l'île                                                                                  | 200                            |
| 12/04/2024                                         | T11 | Chalon-sur-Saône  | 140 | 46.7680   | 4.8455   | Ponctuel | X                                    | Intermédiaire | Ile                          | Rive est à la pointe amont de l'île aval, traces d'habitat de castor                                 | 91                             |
| 15/04/2024                                         | T12 | Uchizy            | 104 | 46.5023   | 4.9276   | Diffus   |                                      | Grande Saône  | Ile                          | Ensemble de l'îlot amont, beaucoup des plastiques collectés sont suspendus aux branches à l'aval     | 325                            |
| 18/04/2024                                         | T13 | La Motte          | 100 | 46.4691   | 4.9171   | Ponctuel | X                                    | Grande Saône  | Rive gauche                  | Dépôt contre un buisson légèrement en aval des îles de la Motte                                      | 110                            |
| 22/04/2024                                         | T14 | Ile Palme         | 84  | 46.3371   | 4.8528   | Ponctuel | X                                    | Grande Saône  | Ile                          | Amont de l'île, rive ouest, forêt extrêmement touffue                                                | 120                            |
| 25/04/2024                                         | T15 | Saint-Martin      | 89  | 46.3761   | 4.8644   | Ponctuel |                                      | Grande Saône  | Rive droite                  | Dépôt contre un arbre                                                                                | 20                             |
| 25/04/2024                                         | T16 | Prairie d'en-Haut | 92  | 46.4004   | 4.8839   | Diffus   | X                                    | Grande Saône  | Rive droite                  | Dépôts épars appuyés contre des buissons                                                             | 240                            |
| 05/05/2024                                         | T17 | Genouilleux       | 57  | 46.1190   | 4.7758   | Diffus   | X                                    | Grande Saône  | Rive gauche                  | En face de la pointe amont d'une île, chenal à faible courant                                        | 124                            |
| 06/05/2024                                         | T19 | Messimy           | 49  | 46.0539   | 4.7518   | Diffus   |                                      | Grande Saône  | Rive gauche                  | Berge possiblement fréquentée, à proximité de la voie bleue                                          | 200                            |
| 09/05/2024                                         | T20 | Amberieux         | 33  | 45.936917 | 4.743067 | Diffus   |                                      | Amont de Lyon | Rive droite                  | Derrière un terrain agricole, routes peu fréquentées                                                 | 80                             |
| 12/05/2024                                         | T22 | Parcieux          | 27  | 45.9215   | 4.8096   | Ponctuel |                                      | Amont de Lyon | Rive gauche                  | Berge fréquentée, côté voie bleue, présence de restaurants                                           | 20                             |
| 16/05/2024                                         | T23 | Fontaines-Couzon  | 26  | 45.8393   | 4.8329   | Diffus   | X                                    | Amont de Lyon | Rive gauche                  | Berge fréquentée, présence de restaurants                                                            | 200                            |
| Prélèvements additionnels de sédiments             |     |                   |     |           |          |          |                                      |               |                              |                                                                                                      |                                |
| 09/04/2024                                         | T10 | Ile du Château    | 167 | 46.9013   | 5.0246   | Non      | X                                    | Intermédiaire | Rive gauche                  | Au niveau de la confluence avec le Doubs, site entretenu (ENS, parcours visiteur)                    |                                |
| 05/05/2024                                         | T18 | Ile de Montmerle  | 53  | 46.0867   | 4.7476   | Non      | X                                    | Grande Saône  | Ile                          | Rive ouest de l'île, site protégé entretenu par l'EPTB                                               |                                |
| 10/05/2024                                         | T21 | Trévoux île       | 32  | 45.9341   | 4.7553   | Non      | X                                    | Amont de Lyon | Ile                          | Ile occupée par une grande zone d'habitat informel, probablement rattachée à la berge en basses eaux |                                |

## C Méthodologie ATR-FTIR

L'ATR-FTIR permet d'obtenir le spectre infra-rouge du composé par contact avec un cristal, ce qui rend la méthode parfois non applicable dans le cas de mousses ou de matériaux très rigides difficiles à plaquer. Le sous-échantillon était découpé pour obtenir une tranche non altérée ou nettoyé à l'éthanol. Quatre spectres sont réalisés et moyenné, sur une bande allant de 4000 à 450  $\text{cm}^{-1}$  avec une résolution de 4  $\text{cm}^{-1}$ . Le spectre peut alors être comparé par le logiciel Spectrum IR aux bibliothèques de référence des polymères synthétiques pré-intégrées. Spectrum IR fournit aussi le score de corrélation avec ces références. Néanmoins, le contrôle visuel s'avérait important pour vérifier les pics d'absorption, notamment en raison des résidus de sédiment ou de matière organique. Des exemples de spectres sont présentés en figure 15. Sur chacun des graphes, le premier échantillon présentait plus de résidus de sédiments que le second. A l'exception du polystyrène, pour lequel il était toujours possible d'obtenir une tranche propre, on peut voir que la présence de ces résidus altère surtout la qualité du spectre à droite, sans que cela ne nuise à la lisibilité des pics.

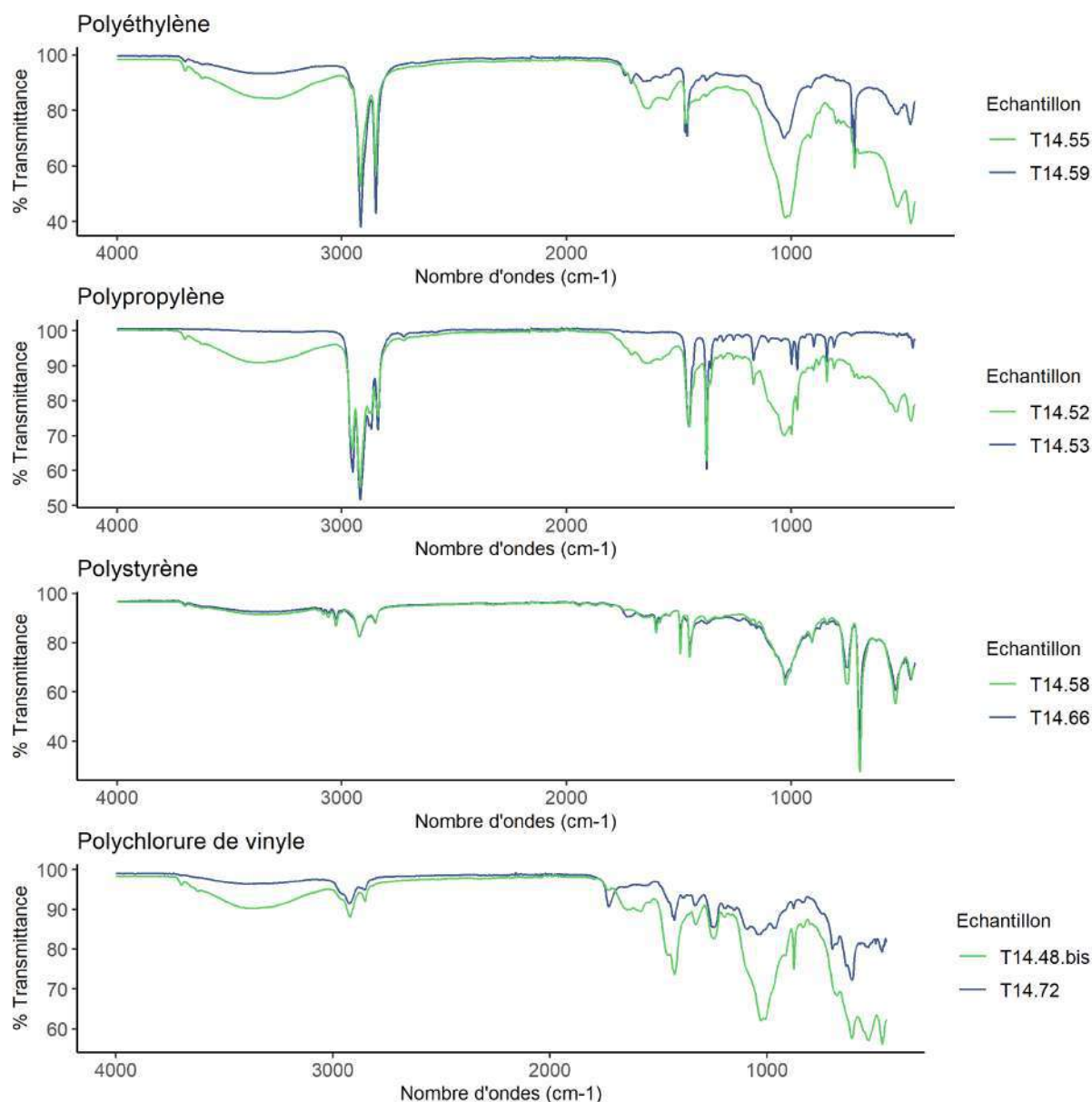


FIGURE 15 – Exemples de spectres obtenus par ATR-FTIR sur les échantillons de macroplastiques

## D Résultats détaillés des tests de Fisher

Les tableaux suivants présentent les résultats des tests de significativité de Fisher entre les différents types de sites sur les proportions relatives de polymères et de textures. Ces tests ont été réalisés sur les deux tables de contingence *Type de site \* Texture* et *Type de site \* Polymère* ; sur l'ensemble de la base de données de macroplastiques. Pour la lisibilité, les colonnes sans résultats significatifs ont été retirées, ainsi que les p-values  $> 0.05$ . Ces résultats permettent de préciser la significativité des différences observées en figure 9.

TABLEAU 6 – Résultats sur les proportions des textures de macroplastiques. Sur l'ensemble de la table de contingence, p-value = 0.0005 (simulation de Monte Carlo).

|                                 | <b>fiber : foam</b> | <b>fiber : hard</b> | <b>foam : hard</b> | <b>foam : film</b> | <b>hard : film</b> |
|---------------------------------|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| berge/ponctuels : berge/diffus  |                     |                     | <0.0001            | <0.0001            | <0.0001            |
| berge/ponctuels : île/diffus    | <0.0001             | <0.0001             | <0.0001            | <0.0001            | <0.0001            |
| berge/ponctuels : île/ponctuels | 0.0134              |                     | <0.0001            | 0.0011             |                    |
| île/diffus : berge/diffus       | 0.0001              | 0.0011              |                    | <0.0001            | <0.0001            |
| île/diffus : île/ponctuels      |                     |                     |                    | <0.0001            | <0.0001            |
| berge/diffus : île/ponctuels    |                     |                     |                    |                    | 0.0053             |

TABLEAU 7 – Résultats sur les proportions des groupes de polymères de macroplastiques. Sur l'ensemble de la table de contingence, p-value = 0.0005 (simulation de Monte Carlo).

|                                 | <b>PS : PP</b> | <b>PS : PE</b> | <b>PS : PET</b> | <b>PS : mix</b> |
|---------------------------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|
| berge/ponctuels : berge/diffus  | <0.0001        | <0.0001        |                 |                 |
| berge/ponctuels : île/diffus    | <0.0001        | <0.0001        | 0.0046          | 0.0038          |
| berge/ponctuels : île/ponctuels | <0.0001        | <0.0001        | 0.0005          |                 |
| île/diffus : berge/diffus       |                | 0.0002         |                 |                 |
| île/diffus : île/ponctuels      |                | 0.0102         |                 |                 |
| berge/diffus : île/ponctuels    |                |                |                 |                 |