

Titre: Modélisation des impacts multimédias et régionalisés des émissions de microplastiques sur les écosystèmes en analyse du cycle de vie

Title: de microplastiques sur les écosystèmes en analyse du cycle de vie

Auteur: Juliette Louvet

Author: Juliette Louvet

Date: 2024

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Louvet, J. (2024). Modélisation des impacts multimédias et régionalisés des émissions de microplastiques sur les écosystèmes en analyse du cycle de vie [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/61778/>

[Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.

<https://publications.polymtl.ca/61778/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/61778/>

PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Anne-Marie Boulay

Advisors:

Programme: Génie chimique

Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Modélisation des Impacts Multimédias et Régionalisés des Émissions de
Microplastiques sur les Écosystèmes en Analyse du Cycle de Vie**

JULIETTE LOUVET

Département de génie chimique

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie chimique

Décembre 2024

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Modélisation des Impacts Multimédias et Régionalisés des Émissions de Microplastiques sur les Écosystèmes en Analyse du Cycle de Vie

présenté par **Juliette LOUVET**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Abdellah AJJI, président

Anne-Marie BOULAY, membre et directrice de recherche

Mélanie DOUZIECH, membre

DÉDICACE

“We transform the world,

but we don't remember it.

We adjust our baseline to the new level

and we don't recall what was there.”

Daniel Pauly

REMERCIEMENTS

Dans cette section, je tiens à exprimer ma gratitude envers toutes les personnes qui ont contribué à faire de mes deux années de recherche au sein du CIRAIG une expérience si enrichissante.

J'aimerais commencer, bien sûr, par ma directrice de recherche, Anne-Marie Boulay, qui m'a encadrée dans mon projet de recherche et a grandement participé à son bon déroulement. Je te remercie pour toutes les réunions, les réflexions, les discussions qu'on a eues et qui ont permis au fur et à mesure de faire aboutir ce beau projet. Tu es quelqu'un de passionné, d'organisé, qui sait comment aider les étudiants à donner le meilleur d'eux-mêmes. J'ai beaucoup appris à tes côtés.

Merci également à mes collègues étudiant.e.s de la team plastic, Nadim, Louisa, Carla, Arthur, Yibo, Franziska et Ameer, c'était vraiment agréable de travailler en équipe avec vous, de discuter de nos résultats et d'avancer ensemble. Merci aussi à Jérôme et à Maxime.

Un grand merci à Cécile Bulle pour ton aide précieuse avec l'approche surface, à Elena Corella-Puertas pour tes réponses éclairantes, et à Joris Quik pour ton soutien sur SimpleBox4Plastic et tes réflexions pertinentes sur mon adaptation.

Merci à toutes les autres personnes du CIRAIG qui ont participé à rendre mon séjour au Québec mémorable. Vous participez tous à faire vivre ce beau centre de recherche. Un merci particulier aux membres du ComCom : Lisa, Pénélope, Louisa, Kathryn et Yibo. Et également à mes compagnons de voyage avec qui j'ai pu participer à ma première conférence à Barcelone : Anne, Jasmine, Kathryn et Georg. Merci aussi à Marie et Titouan pour les rires et les discussions.

De manière moins formelle, j'aimerais remercier les personnes en dehors de la sphère professionnelle qui m'ont accompagnée et ont toujours été présentes pour écouter mes péripéties de recherche. Merci à Mathieu, pour avoir été là pour moi à toutes les étapes, m'avoir fait à manger tous les soirs pour que je puisse finir mon projet et me procurer de la joie au quotidien. Merci à mes coloc, Larosa et Simon, je chéris toutes les parties de richesse du monde qu'on a faites ensemble, moins les épisodes de Skins. Merci à mes presque coloc, Pénélope et Baptiste pour les sorties, les repas, les jeux et les réflexions sur l'avenir.

Enfin, je voudrais remercier ceux sans qui rien de tout cela n'aurait été possible, mes parents, merci pour votre présence, vos encouragements et aussi pour avoir investi dans mes études et mon futur. Merci aussi à mon grand frère, Alexis, si tu passes par-là !

RÉSUMÉ

CONTEXTE

Les microplastiques (MP) rejetés dans l'environnement représentent des menaces potentiellement importantes pour les écosystèmes marins, aquatiques et terrestres. Cependant, les méthodes actuelles d'évaluation d'Analyse d'Impact du Cycle de Vie (AICV) ne considèrent pas suffisamment la question des déchets plastiques, ce qui conduit potentiellement à une sous-estimation de l'impact global des produits plastiques sur la qualité des écosystèmes.

OBJECTIFS

Ce projet de recherche s'inscrit dans les efforts du groupe de recherche MarILCA pour intégrer les impacts des déchets plastiques en AICV. Les travaux de MarILCA se sont pour l'instant principalement concentrés sur les impacts marins. Ce projet vise donc à étendre cette recherche en s'intéressant aux impacts des émissions de microplastiques dans divers compartiments environnementaux pour les écosystèmes marins, aquatiques et terrestres. Cela est réalisé par le calcul de Facteurs de Caractérisation (CF) régionalisés et multimédias au niveau problème et dommage pour la catégorie des effets physiques sur le biote.

METHODOLOGIE

Un modèle de devenir basé sur SimpleBox4Plastic et adapté à USEtox, le modèle écotoxicologique qui fait consensus en ACV, est développé pour caractériser le devenir de 14 polymères de 5 tailles différentes, pour une émission dans 9 compartiments environnementaux (air, sols naturel et agricole, eau du lac, eau des rivières, eau marine et leurs sédiments) aux échelles continentale et globale à travers 8 régions du monde (Amérique du Nord, Amérique Latine, Europe, Afrique, Asie du Sud-Est, Asie Centrale, Océanie, Régions nordiques). Les CF sont calculés pour deux approches différentes :

- une approche *surface* qui indique la fraction d'espèces potentiellement disparue sur une surface (en $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{an} / \text{kg}_{\text{émis}}$ au niveau dommage) causée de l'émission d'un kilogramme de microplastiques. Le PDF représente ici la fraction d'espèce potentiellement disparue « Potentially Disappeared Fraction of species ».

- une approche *espèce* qui quantifie la fraction d'espèce potentiellement disparue ou affectée dans un des trois grands écosystèmes (marin, eau douce, terrestres) causée par l'émission d'un kilogramme de microplastiques (en PAF·jour/kg_{émis} au niveau problème et en PDF·an/kg_{émis} au niveau dommage). Le PAF représente la fraction d'espèce potentiellement affectée « Potentially Affected Fraction of species ».

Pour développer les CF, des Facteurs de Sort (FF) sont calculés à partir du modèle de devenir et multipliés à des Facteurs d'Exposition et d'Effet (EEF) pour les espèces terrestres, aquatiques et sédimentaires ainsi qu'à des Facteurs de Distribution des Espèces (SDF). Les CF développés sont testés dans une étude de cas qui évalue les impacts des films de paillage agricoles biodégradables et non biodégradables sur la qualité des écosystèmes.

RESULTATS

Les CF calculés au niveau dommage varient de 1.38E-03 à 8.84E+04 PDF·m²·an/kg_{émis} pour l'approche par surface et de 1.50E-18 à 1.54E-07 PDF·an/kg_{émis} pour l'approche par espèce. Les microplastiques de faible densité présentent des CF similaires à ceux des MP de haute densité, mais pour des raisons différentes. Les MP de faible densité ont tendance à s'accumuler dans la colonne d'eau, où le facteur d'exposition et d'effet est plus élevé, tandis que les MP de haute densité s'accumulent dans les sédiments, où la concentration d'espèces est plus importante. Les CF sont plus petits pour les polymères biodégradables qui ont un temps de résidence plus court dans l'environnement. Les émissions de microplastiques de taille plus grande correspondent généralement à des CF plus élevés en raison des temps de dégradation plus longs. L'approche par espèce a une influence plus marquée sur la variation des CF à travers les différentes régions du monde. Les résultats de l'étude de cas indiquent que les effets physiques sur le biote contribuent peu à l'impact sur la qualité des écosystèmes (0,9 - 4,2 % de l'impact global) pour les différents scénarios de films de paillage. Mais cette contribution pourrait se révéler plus élevée pour des objets en plastique émettant des particules de microplastique plus larges.

CONCLUSION

Les résultats de l'étude montrent qu'il pourrait être préférable pour l'impact physique sur les écosystèmes de privilégier l'utilisation de polymères biodégradables tel que ceux produits à partir d'amidon (starch blend), le PHA ou encore le PBAT. Il reste important de regarder l'impact sur les écosystèmes de ces polymères pour les autres indicateurs. Les CF développés peuvent être

directement intégrés aux inventaires d'émission, complétant ainsi les analyses de cycle de vie des produits plastiques et facilitant des décisions plus éclairées concernant l'utilisation des plastiques.

ABSTRACT

CONTEXT

Microplastics (MP) released into the environment pose significant potential threats to marine, aquatic, and terrestrial ecosystems. However, current life cycle impact assessment (LCIA) methods do not sufficiently address the issue of plastic waste, potentially leading to an underestimation of the overall impact of plastic products on ecosystem quality.

OBJECTIVES

This research project is part of the MarILCA research group's efforts to integrate plastic waste impacts into LCIA. MarILCA's work has so far primarily focused on marine impacts. Therefore, this project aims to expand this research by examining the impacts of microplastic emissions across various environmental compartments for marine, aquatic, and terrestrial ecosystems. This is achieved through the calculation of regionalized and multimedia characterization factors (CF) at the midpoint and endpoint level for physical effects on biota.

METHODOLOGY

A fate model based on SimpleBox4Plastic and adapted to USEtox, the widely accepted ecotoxicological model in LCA, is developed to characterize the fate of 14 polymers of 5 different sizes, depending on emissions in 9 environmental compartments (air, natural and agricultural soils, lake water, river water, sea water, and their sediments) at continental and global scales across 8 world regions (North America, Latin America, Europe, Africa, Southeast Asia, Central Asia, Oceania, Northern regions). CFs are calculated for two different approaches:

- A *surface* approach, indicating the fraction of species lost on a surface for the emission of 1kg of microplastics (in $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year} / \text{kg}_{\text{emitted}}$ at the endpoint level). PDFs represent here the Potentially Disappeared Fraction of species.
- A *species* approach, quantifying the fraction of species lost or affected in one of the three major ecosystems (marine, freshwater, terrestrial) for the emission of 1kg of microplastics (in $\text{PAF} \cdot \text{day} / \text{kg}_{\text{emitted}}$ at the midpoint level and $\text{PDF} \cdot \text{year} / \text{kg}_{\text{emitted}}$ at the endpoint level). PAFs represent the Potentially Affected Fraction of species.

To develop the CFs, Fate Factors (FF) are calculated from the fate model and multiplied by Exposure and Effect Factors (EEF) for terrestrial, aquatic, and sediment species, as well as Species

Distribution Factors (SDF). The developed CFs are tested in a case study evaluating the impacts of biodegradable and non-biodegradable agricultural mulch films on ecosystem quality.

RESULTS

The CFs calculated at the endpoint level range from $1.38\text{E-}03$ to $8.84\text{E+}04$ $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ for the surface approach and from $1.50\text{E-}18$ to $1.54\text{E-}07$ $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ for the species approach. Low-density microplastics exhibit CFs similar to those of high-density MP, but for different reasons. Low-density MPs tend to accumulate in the water column, where the exposure and effect factor is higher, while high-density MPs accumulate in sediments, where the species concentration is higher. CFs are smaller for biodegradable polymers that have a shorter residence time in the environment. Larger microplastic emissions generally correspond to higher CFs due to longer degradation times. The species approach has a more pronounced effect on the variation of CFs across different world regions. The case study results indicate that physical effects on biota contribute little to ecosystem quality (0.9 - 4.2% of the overall impact) for the different mulch film scenarios. However, this contribution could be higher for plastic objects emitting larger microplastic particles.

CONCLUSION

The study results suggest that for physical impact on ecosystems, it may be preferable to prioritize the use of biodegradable polymers such as starch blends, PHA, or PBAT. It remains important to consider the impact of these polymers on ecosystems for other indicators. The developed CFs can be directly integrated into emission inventories, thus complementing life cycle assessment of plastic products and facilitating more informed decisions regarding plastic use.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	iii
REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ.....	v
ABSTRACT	viii
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xv
LISTE DES ANNEXES	xvii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte de l'étude.....	1
1.2 Objectifs de l'étude	2
1.3 Présentation du mémoire.....	3
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Sources d'émission des microplastiques à l'environnement	5
2.1.1 Sources d'émission de microplastiques primaires	5
2.1.2 Formation et émissions des microplastiques secondaires	8
2.2 Mécanismes responsables du transport des microplastiques dans l'environnement.....	9
2.2.1 Transport terrestre	9
2.2.2 Transport dans les eaux de surface.....	10
2.2.3 Transport dans l'océan	11
2.3 Effets des microplastiques sur les écosystèmes	12
2.4 L'intégration des impacts des microplastiques en ACV	13
2.4.1 Inventaire des émissions.....	14
2.4.2 Caractérisation de l'impact.....	15

CHAPITRE 3	ARTICLE 1 : REGIONALIZED CHARACTERIZATION FACTORS FOR MICROPLASTIC EMISSIONS IN LIFE CYCLE ASSESSEMENT CONSIDERING MULTIMEDIA FATE MODELLING	18
3.1	Introduction	19
3.2	Methods	21
3.2.1	Characterization Factors	21
3.2.2	Fate Factors	24
3.2.3	Exposure and Effect Factor	26
3.2.4	Species Distribution Factors	27
3.2.5	Default Characterization Factors	29
3.2.6	Case study	30
3.3	Results and Discussions	31
3.3.1	Fate Factors	31
3.3.2	Characterization Factors	33
3.3.3	Recommendations for LCA practitioners	43
3.3.4	Case study results	43
3.4	Conclusions and outlooks	44
CHAPITRE 4	RESULTATS COMPLEMENTAIRES	47
4.1	Comparaison des résultats avec deux études existantes	47
4.1.1	Comparaison pour l'approche surface	47
4.1.2	Comparaison pour l'approche espèce	49
CHAPITRE 5	DISCUSSION GENERALE	51
5.1	Le devenir des microplastiques	51
5.2	Implémentation des Facteurs d'Exposition et d'Effet	52
5.3	Calcul des Facteurs de Caractérisation	53

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	56
RÉFÉRENCES	58
ANNEXES	73

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1. Cadre de référence du groupe de recherche MarILCA, adapté de Woods et al. (2021)	16
Figure 3.1 Diagram of the Fate Model and its different mechanisms.....	25
Figure 3.2 Illustration of the Fate Factors matrix expressed as a function of the inverse of the transfer rate matrix K and showing only the rates for the continental scale C.	26
Figure 3.3 Part of the Exposure and Effect Factor matrix showing EEFs for the continental scale C.	27
Figure 3.4 Part of the Species Distribution Factor matrix showing SDFs for the continental scale C.	28
Figure 3.5 Average mass fraction of microplastics found in a receiving compartment (on the right) for an emission in a continental emission compartment (on the left) all regions combined for low- and high-density polymers and for the minimum size (1 μm) and the maximum size (5000 μm).....	33
Figure 3.6 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota for emissions into air, lake water, freshwater, sea water, natural soil, agricultural soil at continental scale and for different polymers at different sizes calculated in $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year} / \text{kg}_{\text{emitted}}$. Bars represent the range of characterization factors for emissions in the different compartments and the point the median value of the CFs.....	34
Figure 3.7 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota calculated in $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year} / \text{kg}_{\text{emitted}}$ shown for all polymers across the different environmental compartments at continental scale and for the different ecosystems. Emission compartments are indicated by colors and ecosystems affected are represented with distinct markers. The left graph illustrates endpoint CFs for the minimum particle size (1 μm), while the right graph represents the maximum particle size (5000 μm).	35
Figure 3.8 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota for emissions into air, lake water, freshwater, sea water, natural soil, agricultural soil at continental scale and for	

different polymers at different sizes calculated in $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$. Bars represent the range of characterization factors for emissions in the different compartments and the point the median value of the CFs..... 39

Figure 3.9 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota calculated in $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ shown for all polymers across the different environmental compartments at continental scale and for the different ecosystems. Emission compartments are indicated by colors and affected ecosystems are represented with distinct markers. The left graph illustrates endpoint CFs for the minimum particle size ($1\ \mu\text{m}$), while the right graph represents the maximum particle size ($5000\ \mu\text{m}$)..... 40

Figure 3.10 Distribution of the endpoint characterization factors (CFs) calculated in $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ with added ecosystems for all polymers and sizes for the different regions and emission compartments at the continental scale with a: air, lw: lake water, fw: freshwater, sw: sea water, ns: natural soil, as: agricultural soil. The length of the box represents the difference between the 75th and the 25th percentiles, the bar in the middle is the median and the upper and lower whiskers are the minimum and maximum data values, excluding outliers. 42

Figure 3.11 Contributions of the different impact categories to Ecosystem Quality for the different mulch film scenarios studied to produce 1 hectare of lettuce. 44

Figure 4.1 Comparaison des facteurs de caractérisation en $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}/\text{kg}$ développés dans cette étude pour l'approche surface (en rouge) avec ceux développés par Corella-Puertas et al. (2023) (en bleu) et ceux développés par Saadi et al., (under review) (en vert) pour cinq tailles différentes de microplastique. Les incertitudes sont représentées par des barres horizontales. Il n'y a pas d'incertitude calculée pour les points rouges. 48

Figure 4.2 Comparaison des facteurs de caractérisation en $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}$ développés dans cette étude pour l'approche espèce (en rouge) avec ceux développés par Corella-Puertas et al. (2023) (en bleu) et ceux développés par Saadi et al., (under review) (en vert) pour cinq tailles différentes de microplastique. Les incertitudes sont représentées par des barres horizontales. Il n'y a pas d'incertitude calculée pour les points rouges. 50

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse de Cycle de Vie
AICV	Analyse d'Impact du Cycle de Vie
CF	Characterization Factor (facteur de caractérisation)
EPS	Expanded Polystyrene
EEF	Effect and Exposure Factor (facteur d'exposition et d'effet)
FF	Fate Factor (facteur de sort)
HDPE	High Density Polyethylene
LDPE	Low Density Polyethylene
MP	Microplastique
PA	Polyamide (Nylon)
PAF	Potentially Affected Fraction of species (fraction d'espèces potentiellement affectée)
PAN	Polyacrylonitrile
PBAT	Polybutylene adipate terephthalate
PDF	Potentially Disappeared Fraction of species (fraction d'espèces potentiellement disparue)
PE	Polyethylene
PET	Polyethylene terephthalate
PHA	Polyhydroxyalcanoate
PLA	Acide polylactique
PP	Polypropylene
PS	Polystyrene
PVC	Polychlorure de vinyle
SDF	Species Distribution Fraction (fraction de distribution d'espèces)

SF Severity Factor (facteur de sévérité)

SSDR Specific Surface Degradation Rate (taux de dégradation spécifique de surface)

TRWP Tire Road Wear Particle

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Supporting information 1	73
ANNEXE B Supporting information 2	81
ANNEXE C Supporting information 3	82
ANNEXE D Supporting information 4.....	83
ANNEXE E Supporting information 5	84
ANNEXE F Code du modèle de sort et des facteurs de caractérisation	85

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude

Le plastique est aujourd'hui omniprésent dans notre quotidien et sert à la fabrication d'une grande variété de produits. Les impacts environnementaux de ces produits ont largement été étudiés à travers l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), une méthode permettant d'évaluer les impacts environnementaux des produits et services que nous utilisons, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à leur fin de vie. L'ACV est particulièrement utile pour guider les décisions, notamment lors de comparaisons de produits remplissant une même fonction.

Les ACV révèlent souvent que les produits en plastique offrent certains avantages environnementaux par rapport à d'autres matériaux, en raison de la faible quantité de matière nécessaire pour leur production. Par exemple, un sac plastique jetable présente un impact environnemental estimé de 4 à 28 fois inférieur à celui d'un sac en papier, selon les indicateurs de Santé humaine, de Qualité des écosystèmes et d'Utilisation des ressources. Cet avantage est dû à sa faible consommation de matière et d'énergie lors de la fabrication, ainsi qu'à sa légèreté, qui réduit la consommation de carburant pour le transport (CIRAIG, 2017). Le plastique contribue également à réduire le gaspillage alimentaire en prolongeant la durée de conservation des produits (Dilkes-Hoffman et al., 2018 ; Heller et al., 2019).

Cependant, lorsque le plastique est rejeté dans l'environnement, il engendre des problèmes de pollution importants. Chaque année, on estime que 52.1 millions de tonnes de plastique sont déversées dans la nature (Cottom et al., 2024). Une fois libéré dans l'environnement, le plastique se disperse dans divers milieux, terrestres ou aquatiques, et peut persister pendant des centaines d'années (Ding et al., 2021; Andrady, 2011 ; Liu et al., 2021). Cette dispersion entraîne une variété d'effets néfastes, allant de la dégradation visuelle des paysages à la mortalité d'espèces affectées physiquement ou écotoxicologiquement par ces déchets.

Malgré les enjeux environnementaux majeurs associés, l'intégration des impacts des émissions de plastique dans l'environnement au sein des méthodes d'analyse d'impact du cycle de vie est récente et encore incomplète, ce qui complique la prise de décision des gouvernements et consommateurs. En réaction à la pollution plastique, et aux nombreuses images frappantes d'animaux enchevêtrés

dans des déchets plastiques, plusieurs gouvernements du monde ont introduit des mesures visant à limiter ou interdire l'utilisation d'objets en plastiques à usage unique. En 2022, le Canada a par exemple mis en place le Règlement interdisant les plastiques à usage unique (RIPUU) (Règlement interdisant les plastiques à usage unique, 2022). L'adoption de ces lois favorisent parfois des alternatives aux objets plastiques. Par exemple, l'interdiction des sacs plastiques jetables a mené à l'adoption de sacs en papier jetables, pourtant identifiés comme plus nocif pour l'environnement selon les études ACV actuelles. Cependant, même si ces études mentionnent la pollution plastique, elles sont limitées dans leur capacité à en quantifier son impact par manque de données, ce qui limite la prise de décisions éclairées. L'interdiction du plastique, bien qu'elle contribue à atténuer la présence des plastiques dans l'environnement, peut entraîner des effets rebonds potentiels liés à l'adoption d'alternatives, tel que l'augmentation des changements climatiques, ce qui pourrait avoir des effets encore plus néfastes sur les écosystèmes. C'est pourquoi il est indispensable que les études ACV intègrent maintenant de manière complète les impacts des plastiques sur l'environnement pour permettre une prise de décision fiable.

1.2 Objectifs de l'étude

Une revue de littérature disponible à la Section 2.4, a permis de mettre en lumière les progrès déjà réalisés pour inclure les émissions microplastiques en ACV tout en soulignant les défis majeurs qui doivent être adressés afin de mener à une caractérisation complète des impacts des émissions sur les écosystèmes.

L'objectif de cette étude est donc de poursuivre le travail réalisé en évaluant l'impact des émissions de microplastiques dans l'ensemble des compartiments environnementaux : l'air, le sol naturel, le sol agricole, l'eau de rivière, l'eau des lacs, l'eau marine et leurs sédiments respectifs et sur l'ensemble des écosystèmes : marin, eau douce et terrestre. Cela est fait en développant de nouveaux facteurs de caractérisation multimédias et régionalisés pour la catégorie d'impact « effets physiques sur le biote » pour 14 polymères (EPS, PP, LDPE, HDPE, PS, PAN, PHA, PA, PLA, starch blend (mélange d'amidon de maïs avec un polymère biodégradable), PBAT, PET, PVC, TRWP) et 5 tailles (1, 10, 100, 1000, 5000 μm). Cet objectif final est détaillé en plusieurs sous-objectifs :

1. Le calcul de facteurs de sort (FF) à partir d'un modèle de sort permettant de comprendre le parcours des microplastiques dans l'environnement après une émission.

2. L'implémentation de facteurs d'exposition et d'effet (EEF) trouvés dans la littérature pour les organismes vivants dans trois types de compartiments : l'eau, les sédiments et le sol.
3. Le développement de facteurs de distribution d'espèces (SDF) à partir de données écologiques qui permettent la mise à l'échelle des facteurs de caractérisation d'un compartiment à l'échelle d'un écosystème en suivant deux approches :
 - a. Une approche par *surface*, indiquant la proportion d'espèces disparue sur une surface
 - b. Une approche par *espèce*, quantifiant la proportion d'espèces perdue dans les trois écosystèmes principaux
4. La mise en place de recommandations pour l'utilisation des facteurs de caractérisation par les praticiens d'ACV
5. Le test des facteurs de caractérisation dans une étude de cas existante qui compare l'utilisation de films de paillage agricoles biodégradables et non-biodégradables

Les livrables de cette étude incluent : un article scientifique soumis à une revue avec comité de lecture (CHAPITRE 3), les facteurs de caractérisations développés (disponible en Annexe B), le modèle développé pour le calcul des facteurs de caractérisation (disponible en Annexe F) ainsi que ce mémoire.

1.3 Présentation du mémoire

Ce mémoire suit un format « par article » intégrant directement un article scientifique en anglais, soumis au *Journal of Cleaner Production*, une revue avec un comité de lecture. Le Chapitre 2 expose le contexte général du projet à travers une revue de la littérature. Celle-ci examine les sources d'émission des microplastiques dans l'environnement, les facteurs influençant leur dispersion, ainsi que leurs effets sur les organismes vivants. Elle met également en évidence les impacts actuellement pris en compte dans les analyses de cycle de vie, permettant ainsi de faire le point sur les avancées déjà réalisées et de souligner les étapes restantes pour parvenir à une intégration complète des émissions plastiques dans les méthodes d'AICV. Le Chapitre 3 intègre l'article scientifique mentionné plus haut. Celui-ci explique la méthodologie utilisée pour atteindre les différents objectifs et présente les résultats les plus importants du projet de recherche. Le

Chapitre 4 expose des résultats complémentaires à l'article. Enfin, les Chapitres 5 et 6 concluent avec une discussion et un résumé des résultats du projet.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Sources d'émission des microplastiques à l'environnement

Le terme microplastique désigne les particules de plastique dont la taille est comprise entre 1 μm et 5 mm. Les microplastiques peuvent être directement libérés dans l'environnement, on parle alors de microplastiques primaires, ou résulter de la fragmentation de macroplastiques ayant déjà été émis à l'environnement, c'est ce qu'on appelle des microplastiques secondaires (Woods et al., 2021).

2.1.1 Sources d'émission de microplastiques primaires

De nombreuses études détaillent les différentes sources d'émissions de microplastiques primaires à l'environnement. On peut nommer quelques domaines majeurs responsables de l'émissions de microplastiques.

2.1.1.1 La production de granulés de plastiques

La production de granulés de plastique, également appelés pellets, est une source majeure d'émissions de microplastiques dans l'environnement. Ces granulés, qui servent de matière première pour la fabrication d'une grande variété de produits plastiques, peuvent facilement s'échapper dans la nature à différentes étapes de la chaîne de production, de transport et de transformation. Les pertes accidentelles lors du chargement et déchargement, les fuites dans les installations de production, ou encore les déversements en mer pendant le transport maritime sont autant de points critiques d'émissions (Boucher & Friot, 2017 ; Karlsson et al., 2018).

2.1.1.2 L'usure des pneus de véhicules

L'usure des pneus lors du transport est également une source importante de microplastiques primaires rejetés dans l'environnement (Sommer et al., 2018). Les émissions de microplastiques sont dues à la friction et à la chaleur générées entre les pneus et la surface de la route lors du roulage, de l'accélération et du freinage des véhicules qui altèrent la composition chimique du pneu et libèrent des particules. Ces particules de pneu sont également incorporées à des particules de route et à d'autres particules liées au trafic routier et forment des particules de pneus et de route ou « Tyre and Road Wear Particles » (TRWP) en anglais (Baensch-Baltruschat et al., 2021). Ces

particules sont principalement émises dans l'air, le sol et les eaux de surface lorsqu'elles sont emportées dans les égouts par ruissellement lors de précipitations.

2.1.1.3 L'utilisation de textile

L'utilisation de textiles synthétiques, comme le polyester (PE), l'acrylique (PAN) et le nylon (PA), représente une autre source majeure d'émissions de microplastiques dans l'environnement. À chaque lavage, ces matériaux libèrent des microfibrilles qui se retrouvent dans les eaux usées et, en l'absence de filtration efficace, finissent par polluer les milieux aquatiques (Napper & Thompson, 2016). Cependant, le lavage n'est pas le seul responsable de ces émissions : le simple port de vêtements en fibres synthétiques engendre également une libération de microfibrilles dans l'air et les sols, notamment par l'usure des tissus au fil du temps (De Falco et al., 2020). En raison de la popularité croissante des textiles synthétiques, les émissions de microplastiques par cette voie augmentent de manière significative. Cependant, les fibres naturelles, comme le lin et le coton, contribuent également à la pollution environnementale en raison des traitements qu'elles subissent, tels que le blanchiment et la teinture, qui peuvent libérer des substances chimiques, les particules peuvent également avoir des effets physiques sur le biote (Saadi et al., under review ; De Falco et al., 2020).

2.1.1.4 L'agriculture

La production végétale et animale contribue aux émissions de microplastiques à différents stades, comme le rapportent Lwanga et al. (2022). En agriculture, le plastique est largement utilisé pour la protection des cultures. On note notamment l'utilisation de serres fabriquées en PP et LDPE, qui protègent les plantes des intempéries et des films de paillage, également en PP et LDPE, employés pour contrôler les mauvaises herbes et préserver l'humidité (Huang et al., 2020; Kumar M & Sheela A, 2021; Kim et al., 2021; Van Schothorst et al., 2021; Yang et al., 2022). Cependant, sous l'effet des conditions climatiques et des rayons UV, ces structures se dégradent progressivement, libérant des microplastiques dans le sol. Li et al. (2021) et Yang et al. (2022) ont documenté des concentrations de microplastiques plus élevées dans les sols des exploitations agricoles utilisant des serres que dans ceux non exposés à ces structures.

Les systèmes d'irrigation, composés de tuyaux et de goutteurs en PVC, sont également à l'origine d'émissions de microplastiques au fil du temps, d'autant plus qu'ils sont souvent abandonnés en terre lorsqu'ils ne fonctionnent plus (Lwanga et al. 2022).

Par ailleurs, les engrais et pesticides utilisés pour améliorer les rendements contiennent parfois des agents enrobant en plastique, conçus pour libérer lentement leurs ingrédients actifs qui sont émis directement au sol (Katsumi et al., 2020 ; Lwanga et al., 2022). Le compost et le fumier employés comme fertilisants peuvent aussi contenir des microplastiques issus de résidus d'emballages ou ingérés par les animaux (Van Schothorst et al., 2021; Beriot et al., 2021; Weithmann et al., 2018). Les boues d'épuration, utilisés comme fertilisant, elles, contiennent des quantités notables de microplastiques d'origine urbaine, provenant notamment de particules de pneu et de routes, de procédés industriels ou d'eaux usées domestiques (Corradini et al., 2019 ; Crossman et al., 2020 ; Mahon et al., 2017).

Enfin, l'élevage de bétail est également associé aux émissions de microplastiques, par la dégradation de ficelles et de filets de fourrage utilisés dans les exploitations (Lwanga et al. 2022).

2.1.1.5 L'utilisation de produits cosmétiques et de soin personnel

Les produits cosmétiques et de soin personnel représentent également une source significative d'émissions de microplastiques dans l'environnement. Ces produits contiennent souvent des microbilles de polyéthylène (PE), de polypropylène (PP) ou de polystyrène (PS), utilisées pour leurs propriétés exfoliantes ou épaississantes (Duis & Coors, 2016). On les retrouve dans des articles courants tels que les gels douche, les gommages, les dentifrices ou encore certains maquillages.

Au cours de la dernière décennie, de nombreux pays, notamment en Europe, en Amérique du Nord, en Chine et en Corée du Sud, ont adopté des interdictions visant à limiter l'utilisation de microbilles plastiques dans les produits cosmétiques et d'hygiène. Cependant, certaines réglementations excluent les microbilles fabriquées à partir de polymères biodégradables, qui sont souvent utilisées comme substituts par l'industrie cosmétique.

Un autre défi réside dans les problématiques transfrontalières : certains pays interdisent la vente de cosmétiques contenant des microplastiques, mais autorisent leur production, leur importation ou leur exportation (Anagnosti et al., 2021). Lorsque ces produits sont utilisés, les microbilles, en

raison de leur petite taille, échappent en grande partie au traitement des stations d'épuration et se retrouvent dans l'environnement, contribuant à la pollution plastique.

2.1.2 Formation et émissions des microplastiques secondaires

Les microplastiques secondaires sont issus de macroplastiques émis à l'environnement. Différents mécanismes environnementaux sont à l'origine de la dégradation des plastiques. Andrady (2011) explicite la dégradation comme un changement chimique qui réduit le poids moléculaire moyen d'un polymère. Étant donné que l'intégrité mécanique d'un polymère dépend de son poids moléculaire élevé, toute dégradation peut affaiblir le polymère. Une fois affaibli, celui-ci peut se fragmenter en particules plus petites. Il existe plusieurs types de dégradation : la dégradation par des micro-organismes (biodégradation), la dégradation par des rayonnements (photo-dégradation ou photo-oxydation), la dégradation par la température (thermo-dégradation), la dégradation par l'eau (hydrolyse). Dans l'environnement, les plastiques sont généralement dégradés par biodégradation et photo-oxydation par les rayons UV-B émis par le soleil. Cette dernière dégradation est particulièrement importante pour les plastiques qui se trouvent exposés directement sur le sol ou les plages. Les macroplastiques peuvent aussi être mécaniquement fragmenté en microplastiques par abrasion avec le mouvement des éléments naturels tels que les vagues ou les sédiments.

Les macroplastiques émis à l'environnement à l'origine de microplastiques secondaires sont le plus souvent liés à la mauvaise gestion des déchets sur les terres et les côtes et aux activités halieutiques ou de cargo en mer. Il est estimé qu'en Europe 71 % des déchets qui se retrouvent dans l'environnement sont en plastique et 59 % sont des produits à usage unique tels que les emballages alimentaires, les bouteilles ou les mégots. En mer, 640 000 tonnes de matériel de pêche sont abandonnés chaque année de façon accidentelle ou délibérée, ce qui représente environ 10 % des débris marins (Lechthaler et al., 2020). Les pertes de cargaison des porte-conteneurs ainsi que le déversement illégal de déchets en mer sont aussi à l'origine d'importantes émissions de macroplastiques dans les océans.

2.2 Mécanismes responsables du transport des microplastiques dans l'environnement

Une fois émis dans un compartiment spécifique de l'environnement (par exemple : le sol, les eaux de surface ou les océans), les microplastiques peuvent être transportés au sein de leur compartiment d'émission et être transférés à d'autres compartiments à cause de leurs caractéristiques physiques, des éléments de l'environnement (transport abiotique) ou encore des êtres vivants (transport biotique). Le transport des microplastiques est d'autant plus important que sa persistance dans l'environnement est très élevée, en particulier pour les polymères non-biodégradables.

2.2.1 Transport terrestre

Dans les sols, les éléments abiotiques responsables du transport des microplastiques sont principalement l'eau et le vent. Lors des précipitations, les microplastiques présents sur le sol peuvent être transportés verticalement dans le profil du sol par percolation ou déplacés horizontalement par ruissellement. La percolation dépend des propriétés du sol, telles que sa porosité, ainsi que des caractéristiques de la particule de plastique, dont la forme et la taille qui influencent sa mobilité. Le ruissellement peut se produire dans deux cas de figure : lorsque l'intensité des précipitations dépasse la capacité d'infiltration du sol (débit excédentaire d'infiltration) ou lorsque le sol est saturé d'eau et ne peut plus absorber de précipitations supplémentaires (débit excédentaire de saturation) (Lwanga et al., 2022). La végétation joue également un rôle dans la réduction du transport des microplastiques en formant des barrières naturelles qui freinent leur progression (Han et al., 2022).

L'eau et le vent contribuent également à l'érosion des sols, processus qui facilite le transfert des microplastiques, notamment sur les berges des plans d'eau. Les particules de plastique peuvent également être dispersées dans l'air sous l'action du vent (Lwanga et al., 2022).

Les microplastiques sont également transportés dans les compartiments terrestres par les êtres vivants. Ils peuvent adhérer aux invertébrés par forces électrostatiques ou en raison des substances produites par leur peau, ce qui permet leur transport vertical à travers les galeries creusées dans le sol. Ils peuvent également être déplacés par ingestion, directe (l'animal ingère le plastique) ou indirecte (l'animal ingère un autre organisme ayant déjà consommé du plastique), et être ensuite libérés dans le sol par les matières fécales (Lwanga et al., 2022).

2.2.2 Transport dans les eaux de surface

Le transport des microplastiques dans les eaux de surface, comme les lacs et les rivières, est influencé par plusieurs mécanismes physiques et biologiques qui varient en fonction des caractéristiques des microplastiques, des conditions environnementales et de la dynamique hydrologique.

La flottabilité des microplastiques dépend de leur densité par rapport à celle de l'eau. Les polymères plus légers que l'eau, comme le PP et le PE, tendent à flotter à la surface, alors que des matériaux plus denses, tels que le PS et le PVC, peuvent couler, facilitant leur déposition dans les sédiments fluviaux ou lacustres. Cependant, l'accumulation de biofilms sur la surface des particules, connu sous le nom de biofouling en anglais, peut augmenter la densité des microplastiques flottants et les entraîner vers les sédiments au fil du temps (Chubarenko et al., 2016 ; Kowalski et al., 2016). L'aggrégation ou l'attachement des microplastiques avec d'autres particules de matières organiques ou inorganiques en suspension dans l'eau peut également participer à modifier la densité des microplastiques et faciliter leur déposition. Une fois dans les sédiments, les microplastiques peuvent retourner dans la colonne d'eau par resuspension par des variations de débit ou avec l'activité des êtres-vivants sédimentaires. La granulométrie des sédiments et la densité des microplastiques influencent la probabilité de resuspension. Les particules moins denses, sont plus facilement remobilisées dans la colonne d'eau.

Une fois dans les eaux de surface, les microplastiques sont transportés sur de longues distances en fonction du débit et de la morphologie du cours d'eau et peuvent rejoindre d'autres affluents ou être transportés jusqu'à l'océan. À l'embouchure des rivières, les microplastiques rejoignent les zones côtières et les courants marins. Ces zones d'interface, où les microplastiques passent de l'eau douce à l'eau salée, sont particulièrement actives pour la dispersion des particules, influencées par les courants de marée (Lebreton et al., 2017). Les événements de crue augmentent particulièrement la capacité de transport des rivières, permettant aux particules de microplastiques de voyager rapidement et de franchir de grandes distances (Hurley et al., 2018).

Ces mécanismes sont interconnectés et influencés par les fluctuations saisonnières des régimes de débit, les changements de température, et les caractéristiques spécifiques des particules de microplastiques présentes, ce qui rend la modélisation du transport des microplastiques complexe.

Enfin, comme pour l'environnement terrestre, les interactions avec les organismes aquatiques peuvent jouer un rôle dans le mouvement et la redistribution des microplastiques, ceux-ci pouvant être ingérés et transportés par des poissons et des invertébrés, puis être excrétés dans d'autres zones aquatiques (Hurley et al., 2017).

2.2.3 Transport dans l'océan

Dans les océans, le transport des microplastiques suit des mécanismes similaires à ceux observés dans les eaux de surface continentales, tels que la sédimentation, l'agrégation, le biofouling, le transport par les organismes aquatiques. Néanmoins, les océans présentent des caractéristiques et des processus spécifiques qui influencent davantage la dispersion, le transport en profondeur et l'accumulation des microplastiques.

Le transport des microplastiques est influencé par divers processus océaniques et atmosphériques. Les courants côtiers et les marées jouent un rôle central dans leur dispersion horizontale et verticale. Les vagues, par la dérive de Stokes, font dériver les MP dans le sens de propagation, les amenant souvent vers le rivage. La circulation de Langmuir, provoquée par le vent, crée des tourbillons parallèles à la direction du vent qui concentrent les MP près de la surface (Hajjar et al., 2024). À la surface, les microplastiques de faible densité peuvent être transportés sur de longues distances par les courants marins, notamment les gyres océaniques, qui agissent comme des zones d'accumulation pour les débris flottants (Eriksen et al., 2014).

En outre, des processus tels que le biofouling, déjà mentionné dans les milieux continentaux, deviennent particulièrement importants en milieu marin. La colonisation des microplastiques par des microorganismes marins, du phytoplancton et des bactéries entraîne un alourdissement progressif de ces particules, favorisant leur transport vers les couches plus profondes (Eskhan et al., 2023 ; Wu et al., 2020). Une fois que les particules de plastique atteignent les couches plus profondes de l'océan, moins exposées aux rayons UV et soumises à des conditions environnementales différentes, comme des températures plus basses, des variations de salinité ou de pH, les biofilms qui se sont formés à leur surface peuvent se détacher, un processus appelé défouling. Avec la perte de ces biofilms, les microplastiques retrouvent une densité plus faible, ce qui favorise leur remontée vers les couches supérieures de l'océan. Ce cycle de biofouling et défouling contribue ainsi au transport vertical des microplastiques dans la colonne d'eau (Kooi et al., 2017).

2.3 Effets des microplastiques sur les écosystèmes

Les microplastiques ont des effets néfastes sur les organismes qui habitent les compartiments environnementaux où ils se retrouvent. On note une variété importante d'effets tels que des effets physiques, des effets toxiques, des problèmes d'espèces invasives ou encore une perturbation directe des milieux de vie des organismes.

Les microplastiques causent des effets physiques sur le biote. En particulier, l'ingestion des microplastiques peut être responsable de l'obstruction du système digestifs, de lésions internes, de sensations de satiété menant à une diminution de l'alimentation et donc des effets sur la croissance et la survie. Pour les plus grands microplastiques et les plus petits organismes, il peut y avoir des risques d'enchevêtrement comme pour les macroplastiques. Les enchevêtrements peuvent affecter la mobilité des organismes impactant leur possibilité de se nourrir ou d'échapper aux prédateurs mais également créer des lésions externes. L'adhésion directe des microplastiques à la peau des organismes comme expliqué à la Section 2.2.1, peut également être à l'origine d'une réduction de la mobilité (Lwanga et al., 2022 ; Woods et al., 2021).

Les microplastiques émis à l'environnement contiennent souvent des additifs conçus pour modifier leurs propriétés et leurs performances. On compte par exemple des stabilisants qui protègent contre la dégradation due aux UV, à la chaleur et à l'oxygène, des plastifiants qui rendant les plastiques plus flexibles, des colorants et des pigments, des retardateurs de flamme ou encore des antimicrobiens (Murphy, 2001). Ces additifs contenus dans les particules de plastique peuvent être lessivés dans l'environnement et s'y accumuler. Des additifs ont été détectés dans toutes les mers du monde y compris dans leurs sédiments (Hermabessiere et al., 2017). Une fois dans l'environnement, ils ont des effets néfastes pour les organismes qui s'y trouvent ou qui ingèrent directement les microplastiques. Parmi les additifs les plus utilisés dans les plastiques on compte notamment les Brominated Flame Retardants (BFR), les Phthalates, le Nonylphenol ou encore le Bisphenol A (BPA) qui seraient des perturbateurs endocriniens c'est-à-dire qu'ils altèrent le fonctionnement du système endocrinien qui regroupe les organes qui sécrètent les hormones (ovaires, testicules, hypophyse...) en interagissant avec la synthèse, la dégradation, le transport ou encore le mode d'action des hormones (Hermabessiere et al., 2017 ; Inserm, 2024). Au fur et à mesure des expositions, les additifs peuvent s'accumuler dans les êtres vivants (bioaccumulation), c'est-à-dire que la concentration d'additif présente dans leur organisme augmente car elle est

éliminée plus lentement qu'elle n'est absorbée. Parmi les effets finaux possibles, on observe des anomalies de développement des embryons, des difficultés d'implantation ou d'adhérence des arthropodes sur les surfaces, une réduction du poids et de la taille des organismes et une augmentation de la mortalité (H.-X. Li et al., 2016 ; Hermabessiere et al., 2017 ; T. Li et al., 2023).

Des études ont également démontré que les microplastiques agissent comme des vecteurs de polluants. En effet, leurs propriétés physiques et chimiques permettent d'attirer et de retenir divers contaminants chimiques, tels que les métaux lourds, les pesticides et les composés organiques persistants, qui se fixent facilement sur les particules plastiques. Cette capacité d'adsorption fait des microplastiques des accumulateurs de polluants déjà présents dans les milieux naturels. En se dispersant dans l'eau, le sol ou les sédiments, ils facilitent ainsi le transport de ces substances toxiques et les rendent plus accessibles aux organismes vivants qui ingèrent ces particules (Rochman et al., 2013 ; T. Li et al., 2023).

Enfin, les microplastiques peuvent dégrader directement les habitats des organismes. Par exemple ils affectent les micro-organismes du sol essentiels pour la transformation et l'apport des nutriments (azote et phosphore) et le cycle du carbone. Un sol saturé en microplastiques peut également voir ses propriétés physiques directement impactées comme sa capacité à retenir l'eau (T. Li et al., 2023).

2.4 L'intégration des impacts des microplastiques en ACV

Les émissions importantes de microplastiques, leur capacité à se transférer d'un milieu à l'autre et d'y persister ainsi que leurs effets sur les habitats et les êtres vivants démontrent aujourd'hui l'importance d'inclure leur impact sur les écosystèmes en Analyse de Cycle de Vie.

L'Analyse du Cycle de Vie est une approche méthodologique et un outil d'aide à la décision permettant d'évaluer les impacts potentiels environnementaux, sociaux et économiques associés à un produit ou un service. Cette méthode couvre de façon exhaustive l'ensemble des étapes de vie du produit ou service, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à sa fin de vie, et prend en compte divers catégories d'impact tels que les changements climatiques, les effets sur la biodiversité, et l'utilisation des ressources minérales et fossiles. En permettant de comparer les

impacts potentiels de différents systèmes et de repérer les étapes clés du cycle de vie qui contribuent le plus aux impacts.

En ACV, pour évaluer l'impact d'un produit ou d'un service, il est nécessaire de dresser un inventaire des ressources prélevées dans l'environnement pour sa production ainsi qu'un inventaire des émissions générées. Ces inventaires sont ensuite multipliés par des facteurs de caractérisation, qui déterminent l'impact potentiel de chaque substance émise sur une catégorie d'impact spécifique.

Dans le cas des microplastiques, pour évaluer leurs impacts potentiels, on a besoin de dresser l'inventaire des émissions à l'environnement que génèrent les différentes phases de vie de chaque produit puis de caractériser leur impact sur les différents récepteurs (écosystèmes, humains, milieux).

2.4.1 Inventaire des émissions

Les inventaires consistent à identifier et à quantifier les sources de microplastiques libérées au cours des différentes étapes de vie d'un produit, incluant la production, l'utilisation, et la fin de vie. Il est nécessaire de prendre en compte non seulement les quantités émises mais également le compartiment d'émission (air, sol, eau douce, eau marine) ainsi que les caractéristiques physiques des plastiques, comme le type, la taille et la forme, qui influencent leur devenir dans l'environnement et leur impact. Les inventaires d'émissions peuvent également être régionalisés, car les émissions de microplastiques varient selon les caractéristiques propres à chaque région, telles que les conditions climatiques, les technologies employées, les pratiques industrielles et les habitudes de consommation. Cette régionalisation permet de mieux représenter la diversité des sources et des quantités de microplastiques émis à l'échelle mondiale, offrant ainsi une évaluation plus précise de leur impact environnemental en fonction des spécificités des régions.

Plusieurs études évaluent les émissions de microplastiques dans des secteurs ou des localisations spécifiques, mais des efforts supplémentaires sont nécessaires pour établir des inventaires exhaustifs des émissions de microplastiques. C'est dans cette optique que des initiatives comme le Plastic Leak Project (PLP) et le Plastic Footprint Network (PFN) ont été lancées.

Le Plastic Leak Project (PLP) a été lancé en 2019 par Quantis et EA (Earth Action), en partenariat avec 35 entreprises, organisations publiques et scientifiques, pour quantifier et évaluer les fuites de

plastique tout au long du cycle de vie des produits. Ces fuites désignent le plastique qui échappe à la technosphère et s'accumule dans les milieux naturels. Le PLP vise à fournir aux entreprises et aux organisations un cadre méthodologique standardisé permettant d'identifier, de mesurer et de comprendre les sources de pollution plastique liées à leurs activités, de la production jusqu'à la fin de vie (Peano et al., 2020).

En 2023, le Plastic Footprint Network (PFN) a poursuivi cet effort en cherchant à unifier les méthodologies existantes en un système unique d'évaluation scientifique des fuites de plastique.

2.4.2 Caractérisation de l'impact

Une fois que les émissions de plastiques sont identifiées, il est nécessaire de caractériser leur impact sur l'environnement. Le groupe international de recherche MarILCA (Marine Impacts in LCA) a élaboré un cadre de référence (Figure 2.1) pour inclure l'impact des déchets plastiques en ACV (Woods et al., 2021). Ce cadre souligne que le plastique peut être libéré sous différentes formes (macro, micro et nano) et dans divers compartiments environnementaux : l'air, le sol, l'eau douce, l'eau marine et leurs sédiments. Il met également en évidence l'interconnexion de ces compartiments, montrant comment les plastiques peuvent être transférés d'un milieu à un autre. Une fois dispersés, les plastiques peuvent exposer les êtres humains, les écosystèmes et les infrastructures à des effets néfastes, compromettant la santé humaine, la qualité des écosystèmes et le patrimoine socioéconomique et culturel. Ce cadre introduit également une nouvelle catégorie d'impact en ACV pour évaluer les effets physiques des substances sur les organismes, intitulée « effets physiques sur le biote » (physical effects on biota).

Jusqu'à présent, le travail de MarILCA s'est concentré sur l'intégration des impacts des microplastiques sur les écosystèmes marins pour une émission dans l'eau douce ou dans l'eau marine. Des facteurs de caractérisation (CF), facteurs exprimant l'impact d'une quantité donnée de microplastiques sur un récepteur, ont été développés pour estimer l'impact physique des microplastiques sur le biote dans l'eau marine (Corella-Puertas et al., 2023). Puis, Saadi et al. (under review) ont mis à jour ces CF en intégrant le compartiment des sédiments dans l'environnement marin. Les facteurs de caractérisation se basent sur un facteur de sort qui décrit les mécanismes de transport des microplastiques au sein de l'environnement marin (dégradation, sédimentation, resuspension) ainsi que sur un facteur d'effet calculé par Lavoie et al. (2022). Une étude est également en cours pour développer des facteurs de caractérisation encore plus

spécifiques pour l'environnement marin en différenciant différents compartiments environnementaux au sein de cet environnement comme la plage, l'eau de surface continentale, la colonne d'eau continentale, ses sédiments, l'océan global (Hajjar et al., 2024).

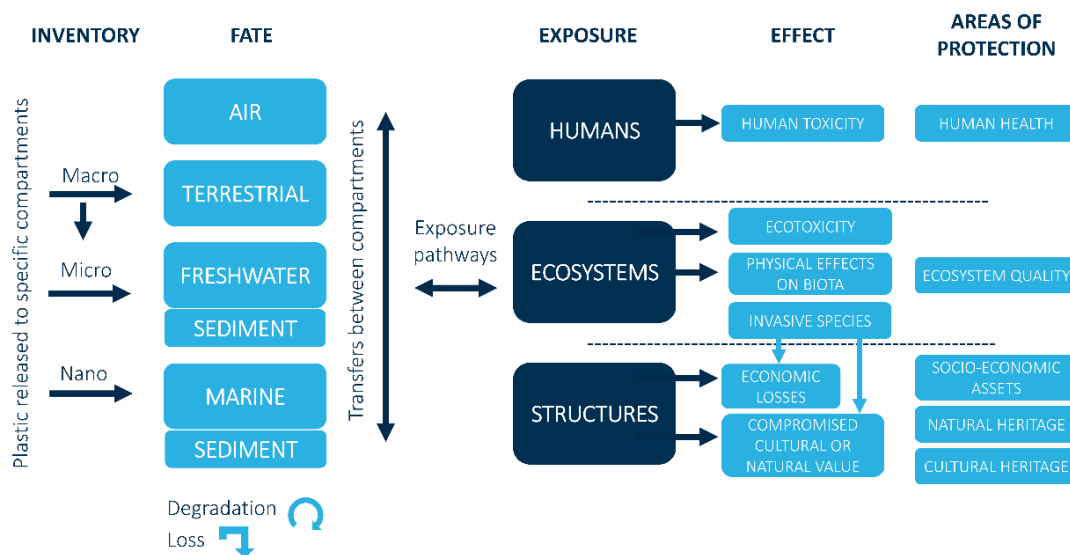


Figure 2.1. Cadre de référence du groupe de recherche MarILCA, adapté de Woods et al. (2021)

Parallèlement, d'autres études ont caractérisé l'impact des microplastiques sur l'environnement marin, qu'il s'agisse d'émissions directes dans l'océan ou d'émissions dans d'autres compartiments environnementaux. Par exemple, Saling et al. (2020) ont développé un système de caractérisation des impacts des débris plastiques dans l'environnement marin, qui intègre le taux de fragmentation des macroplastiques en microplastiques, un facteur temporel représentant la durée de persistance des particules de microplastiques dans l'environnement, et un facteur d'effet, basé sur des expériences, qui prend en compte les effets de divers polymères et formes de microplastiques sur les organismes marins. Maga et al. (2022) ont quant à eux élaboré des facteurs de sort pour déterminer le devenir des microplastiques après une émission dans le sol, l'eau marine, l'eau douce ou l'air, en s'appuyant sur le temps de résidence des microplastiques calculé à partir de leur taux de dégradation dans ces milieux mais ce modèle ne lie pas les facteurs de sort avec un facteur d'effet afin d'obtenir un facteur de caractérisation. Enfin, Schwarz et al. (2024) ont calculé des facteurs de caractérisation pour les écosystèmes marins en se basant sur des facteurs de sort dérivés d'un modèle multimédia pour les microplastiques, SimpleBox4Plastic (Quik et al., 2023) et sur le facteur

d'effet pour les écosystèmes aquatiques élaboré par Lavoie et al. (2022). Cependant, cette étude considère la sédimentation comme un mécanisme d'élimination des microplastiques et ne calcule pas l'impact que ceux-ci peuvent avoir sur les espèces sédimentaires. Or d'après Saadi et al. (under review), plus de la moitié des espèces marines habiteraient ou se nourriraient dans les sédiments.

De plus, aucune étude n'a pour l'instant quantifié l'impact des microplastiques sur les écosystèmes d'eau douce ou terrestre en ACV. Or même si l'océan est souvent considéré comme la destination finale pour les microplastiques, certaines particules peuvent persister longtemps dans d'autres milieux avant de rejoindre l'océan ou ne jamais le rejoindre. Comme cela a été démontré dans la Section 2.3 les microplastiques ont des effets sur les êtres vivants habitants les écosystèmes terrestres et d'eau douce. Ainsi, il est indispensable pour quantifier l'impact complet des émissions de microplastiques de s'intéresser également à ces écosystèmes.

CHAPITRE 3 ARTICLE 1 : REGIONALIZED CHARACTERIZATION FACTORS FOR MICROPLASTIC EMISSIONS IN LIFE CYCLE ASSESSMENT CONSIDERING MULTIMEDIA FATE MODELLING

Juliette Louvet¹, Joris T. K. Quik², Anne-Marie Boulay¹

¹Department of Chemical Engineering, CIRAIG, Polytechnique Montréal, Montreal, QC, Canada

²National Institute for Public Health and Environment (RIVM), Centre for Sustainability, Health and Environment, Bilthoven, the Netherlands

Corresponding author: Anne-Marie Boulay – anne-marie.boulay@polymtl.ca

Keywords: life cycle impact assessment, microplastics, characterization factors, fate factors, ecosystem quality

Date and journal of submission: 16th November 2024, Journal of Cleaner Production

Abstract

Microplastics released into the environment pose significant threats to marine, freshwater, and terrestrial ecosystems. Current Life Cycle Impact Assessment (LCIA) methods inadequately address plastic litter, likely leading to an underestimation of the overall impact of plastic products on ecosystem quality. This study contributes to the MarILCA working group's efforts to incorporate plastic litter impacts into LCIA by investigating microplastic emissions across various environmental compartments and on three different types of ecosystems: Marine, Freshwater and Terrestrial.

Regionalized multimedia Characterization Factors (CFs) are calculated following two different approaches: 1- the *surface* approach, indicating the proportion of species lost over an area (in PDF·m²·yr/kg) and 2- the *species* approach, quantifying the proportion of species lost from the global ecosystem (in PDF·yr/kg and species·yr/kg). They are calculated for midpoint and endpoint levels and focus on physical effects on biota. A fate model based on SimpleBox4Plastic adapted to USEtox is developed to characterize the fate of 14 different polymers across 5 sizes and 9 environmental compartments on continental and global scales in 8 world regions. Fate Factors (FFs) are computed and combined with Exposure and Effect Factors (EEFs) for terrestrial, aquatic, and sedimentary species, alongside Species Distribution Factors (SDFs). The developed CFs are

tested on a case study that assesses the impacts of biodegradable and non-biodegradable agricultural mulch film on ecosystem quality.

The endpoint CFs calculated range from $1.38\text{E-}03$ and $8.84\text{E+}04$ $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ for the surface approach and $1.50\text{E-}18$ and $1.54\text{E-}07$ $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ for the species approach. Low-density microplastics (MPs) exhibit similar CFs than high-density MPs, but for different reasons. Low-density MPs tend to accumulate in the water column, where the EEF is higher, while high-density MPs accumulate in sediments, where the concentration of species is greater. Larger size microplastic emissions typically correspond to higher CFs due to longer degradation times. The species approach has a higher influence on the variation of CFs across regions. Case study results indicate that physical effects on biota exhibit a small contribution to ecosystem quality (0.9 - 4.2% of the overall impact) for the different mulch film scenarios.

The developed CFs can be integrated into emission inventories, enhancing LCAs of plastic products and facilitating informed decisions regarding plastic use.

3.1 Introduction

Plastic pollution has become one of the most pressing environmental issues of our time, with millions of tons of plastic waste entering natural ecosystems every year (Cottom et al., 2024). This pollution leads to the growing presence of microplastics in the environment. Microplastics are small plastic particles ranging from 1 micrometer to 5 millimeters in size (Woods et al., 2021). They can enter the environment in two ways: as primary microplastics (Boucher & Friot, 2017), which are directly emitted from sources like agriculture (Huang et al., 2020 ; Lwanga et al., 2022), textile fibers released during laundering (De Falco et al., 2020), plastic pellet production (Kurniawan et al., 2021), utilization of personal care products (Kurniawan et al., 2021) or tire abrasion (Baensch-Baltruschat et al., 2021). Alternatively, they can enter as secondary microplastics, which result from the breakdown of larger plastic items through processes like weathering and fragmentation (Andrady, 2022). Microplastics are released globally and have the potential to disperse far beyond their point of origin. Their presence has been documented even in remote areas ranging from the depths of the ocean (Peng et al., 2018) to the summit of mountains (Allen et al., 2019; Zhang et al., 2021). They are found in all environmental compartments (air, sea

water, freshwater, soil, and sediments) and can adversely affect the species that inhabit them (De Souza Machado et al., 2018 ; Corinaldesi et al., 2021 ; Li et al., 2023 ; Mai et al., 2024).

Current Life Cycle Impact Assessment Methods, used to assess the impact of products and services from all stages of their life cycle, and to assist environmental decision-making, did not, until recently, consider the impact of microplastics emitted to the environment. For this reason, the international research group MarILCA (Marine Impacts in LCA) has proposed a framework to include plastic litter impacts into LCA (Woods et al., 2021). The framework defines the gaps and steps to be addressed to achieve a comprehensive assessment of the impacts of macro-, micro- and nano-plastics for different areas of protection: Human Health, Ecosystem Quality, Socio Economic Assets, Natural and Cultural Heritage. It highlights the interdependence of environmental compartments and emphasizes the importance of studying plastic transfers between them. It also proposes a new impact category to assess physical impacts of substances on organisms called physical effects on biota. MarILCA's work has presently focused on aquatic environments with the development of characterization factors for emissions to marine and freshwater compartments (Corella-Puertas et al., 2023) and the update of these factors with the addition of a sediment compartment for the marine environment (Saadi et al., under review).

Other studies have developed characterization factors for aquatic ecosystems by considering the fate of microplastics in other environmental compartments (Schwarz et al., 2024; Piao et al., 2024; Maga et al., 2022). However, these studies either exclude sedimentary compartments or treat sedimentation as a removal process, thereby neglecting the impacts on sedimentary species. This is significant because sedimentary species account for 29% of the aquatic ecosystem when considering only endobenthic species and 55% when considering all organisms feeding in the sediments (Saadi et al., under review). For emissions in terrestrial environments, impacts on terrestrial species were not accounted for.

This study aims to assess the impact of microplastic emissions across all environmental compartments, including sediments, by developing regionalized multimedia characterization factors for the category physical effects on biota. The characterization factors are calculated for 14 different polymers (EPS, PP, LDPE, HDPE, PS, PAN, PHA, PA, PLA, starch blend, PBAT, PET, PVC and TRWP), 5 sizes (1, 10, 100, 1000, 5000 μm), 1 shape (spherical), 9 environmental compartments (air, lake water, river water, sea water, their sediments, natural soil, terrestrial soil)

on 2 scales (continental and global), 9 regions (North America, Latin America, Europe, Africa and Middle East, Central Asia, Southeast Asia, Northern regions, Oceania, World) and 3 ecosystems (Marine, Freshwater, Terrestrial).

3.2 Methods

The primary objective of this work is to calculate Characterization Factors (CFs) as described in Section 3.2.1. The process involves several key steps:

1. Calculation of Fate Factors (FFs) (Section 3.2.2) through the development of a fate model based on SimpleBox4Plastic adapted to USEtox.
2. Implementation of Exposure and Effect Factors (EEFs) (Section 3.2.3) sourced from the literature for organisms in three different environmental compartments: aquatic, sedimentary, and terrestrial.
3. Scaling of the CFs from the compartment to the ecosystem level with SDFs (e.g. marine sediment to marine ecosystem) following two different approaches:
 - a. the *surface* approach (Section 3.2.1.1), indicating the proportion of species lost over an area (in $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}/\text{kg}$).
 - b. the *species* approach (Section 3.2.1.2), quantifying the proportion of species lost from the main ecosystems (in $\text{PDF} \cdot \text{yr}/\text{kg}$).
4. Recommendations for LCA practitioners (Section 3.2.5), including default characterization factors.
5. Testing of the developed CFs (Section 3.2.6) by applying them to an existing case study that compares biodegradable and non-biodegradable mulch films under Nordic conditions.

3.2.1 Characterization Factors

The characterization factors calculated here represent the physical impact of microplastics on biota per kilogram of microplastics of a specific polymer and size emitted into a designated compartment.

Compartment-level CFs in $[\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{day}/\text{kg}_{emitted}]$ are computed by multiplying a Fate Factor matrix (FF) in $[\text{kg}_{in\ compartment}/(\text{kg}_{emitted}/\text{day})]$ and a combined Exposure and Effect Factor

matrix EEF in $[PAF \cdot m^3/kg_{in\ compartment}]$ (Owsianiak et al., 2023 ; Rosenbaum et al., 2007 ; Lavoie et al., 2022) (Equation 3.1). The structure of the compartment-level CFs matrix is illustrated in Supporting Information (SI) 1 (Appendix A). CF is a square matrix with columns representing emission compartments, while rows correspond to receiving compartments.

$$CF_{comp} = EEF \times FF \quad (3.1)$$

To generate ecosystem-level CFs, for the three global ecosystems (Marine, Freshwater and Terrestrial) two approaches are possible and are calculated in this study. The *surface* approach considers the disappeared fraction of species (PDF) over a surface. It assumes that a square meter of any local ecosystem is equivalent to another one within one of the three global ecosystems (Marine, Freshwater or Terrestrial), even if they contain a different number of species. In ecosystems with fewer species, each species may hold greater importance for the ecosystem's functioning compared to ecosystems with more species. In this case, the CFs are calculated in $[PDF \cdot m^2 \cdot year/kg_{emitted}]$ at endpoint level, representing the local potentially disappeared fraction of species over a surface and period.

The species approach, however, considers the proportion of affected or disappeared species within a global ecosystem (Marine, Freshwater or Terrestrial). It assumes that all species within a global ecosystem have the same intrinsic value regardless of their location. This implies that a local ecosystem with more species is given greater importance than one with fewer species. For this approach the midpoint CFs are calculated in $[PAF \cdot day/kg_{emitted}]$ and represent the global ecosystem fraction of species affected within a period of time while the endpoint CFs are calculated in $[PDF \cdot year/kg_{emitted}]$ and represent the global ecosystem fraction of species disappeared within a period of time.

The CFs for both approaches are computed independently for the marine, freshwater, and terrestrial ecosystems. These ecosystem-level CFs can then be optionally combined into a single, global CF by applying an equal weighting of 1:1:1, thereby assigning the same importance to impacts on species richness across each ecosystem. This approach follows the guidance provided by GLAM, the Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators (Verones et al., in preparation). Alternatively, a different weighting scheme based on species richness per ecosystem could be applied to create a globally aggregated CF, reflecting variations in species richness across ecosystem.

3.2.1.1 Surface approach

To calculate ecosystem-level impacts in $[PDF \cdot m^2 \cdot year/kg_{emitted}]$, each row of the compartment-level matrix corresponding to receiving compartments is first divided by its volume. Next, overlapping compartments, such as the water column and sediment, are aggregated by weighting each compartment according to the fraction of species that feed within them (see Section 3.2.4). The resulting values are multiplied by a Severity Factor (SF) equal to 1 $[PDF/PAF]$ as per the latest recommendations (Oginah, 2023), divided by the number of days in a year and multiplied by the surface of each compartment.

If midpoint indicators are desired using the surface approach, they could easily be calculated by using a plastic of reference and dividing the CF endpoint of any polymer with the one of the reference. We recommend PP (1 μ m)-equivalent be used (to choose a common, small size particle). It was not included in the present results as large amount of datasets are already presented.

3.2.1.2 Species approach

To calculate the ecosystem-level impacts in $[PAF \cdot day/kg_{emitted}]$, compartment-level values are divided by their volume (V_{comp}) and multiplied by a Species Distribution Factor (SDF) matrix $[-]$ (Saadi et al., under review) (Equation 3.2). The Species Distribution Factor represents the fraction of species living or feeding in each compartment for each ecosystem. The different factors' matrices are explained in Section 3.2.4.

$$CF_{mid\ PAF \cdot day} = \frac{CF_{comp}}{V_{comp}} \times SDF \quad (3.2)$$

To transition to the endpoint level in $[PDF \cdot year/kg_{emitted}]$, the midpoint ecosystem-level CFs are multiplied by the Severity Factor and divided by the number of days in a year (Equation 3.3).

$$CF_{end\ PDF \cdot year} = CF_{mid\ PAF \cdot day} \times \frac{SF}{365} \quad (3.3)$$

Endpoint CFs for the species approach are also available in $[species \cdot year/kg_{emitted}]$ in SI 2 (Appendix B). They are calculated by multiplying the ecosystem-level impacts by the total number of described species for each ecosystem (Goedkoop et al., 2013).

3.2.2 Fate Factors

Fate Factors (FFs) represent the mass of pollutant in a receiving environmental compartment following an emission flow in a source compartment (Rosenbaum et al., 2007). They are expressed in $[kg_{in\ compartment}/(kg_{emitted}/day)]$. When the emission and the receiving compartments are the same, FFs indicate the residence time of the pollutant in these compartments, measured in $[day]$. These factors are derived from transfer rates calculated through a fate model.

3.2.2.1 Development of a Fate Model based on SimpleBox4Plastic

A fate model serves in evaluating the pathways and ultimate destinations and residence time of microplastics released into specific environmental compartments. One of the objectives of this study is to develop a fate model for microplastics that meet the needs of LCIA methods, i.e., a simplified model that can be used to calculate fate factors and that closely aligns with the consensus model for (eco)toxicology in LCA USEtox (Rosenbaum et al., 2008). The existing fate model SimpleBox4Plastic (SB4P) (Quik et al., 2023) already partially meets these criteria and requires a few adjustments to align fully.

SimpleBox4Plastic calculates the final concentrations (after steady-state) of spherical plastic nano and micro particles in various environmental compartments following their emission into a specific compartment. The model provides concentrations for three distinct particle forms, referred to as species: free, aggregated, and attached, to account for the heteroagglomeration and heteroattachment of plastic particles with natural particles. The calculations for the different mechanisms responsible for agglomeration and attachment, transport, or removal of plastic particles are based on particle properties such as size and density, as well as landscape settings (e.g., area, depth, rain rate, runoff fraction, etc.). SB4P includes air, freshwater, sea water, sediment, and soil compartments across three different scales: regional, continental, and global.

A fate model (Figure 3.1) is therefore developed based on SB4P by making modifications to the original model. Several mechanisms are also adjusted thanks to newer data. The different modifications are listed below and explained SI 1 (Appendix A):

- a. The scale is reduced to two levels: continental and global.
- b. The other soil compartment is removed.

- c. The degradation mechanism is adjusted according to the methodology of Corella-Puertas et al. (2022), and the fragmentation mechanism is eliminated.
- d. The runoff mechanism is modified.
- e. The sedimentation rate is modified for low-density polymers.
- f. The air and cloud water compartments are merged following the methodology of Salieri et al. (2019).
- g. The three forms of plastic particles—free, aggregated, and attached—are grouped into a single form following the methodology of Salieri et al. (2019).
- h. The model is regionalized.

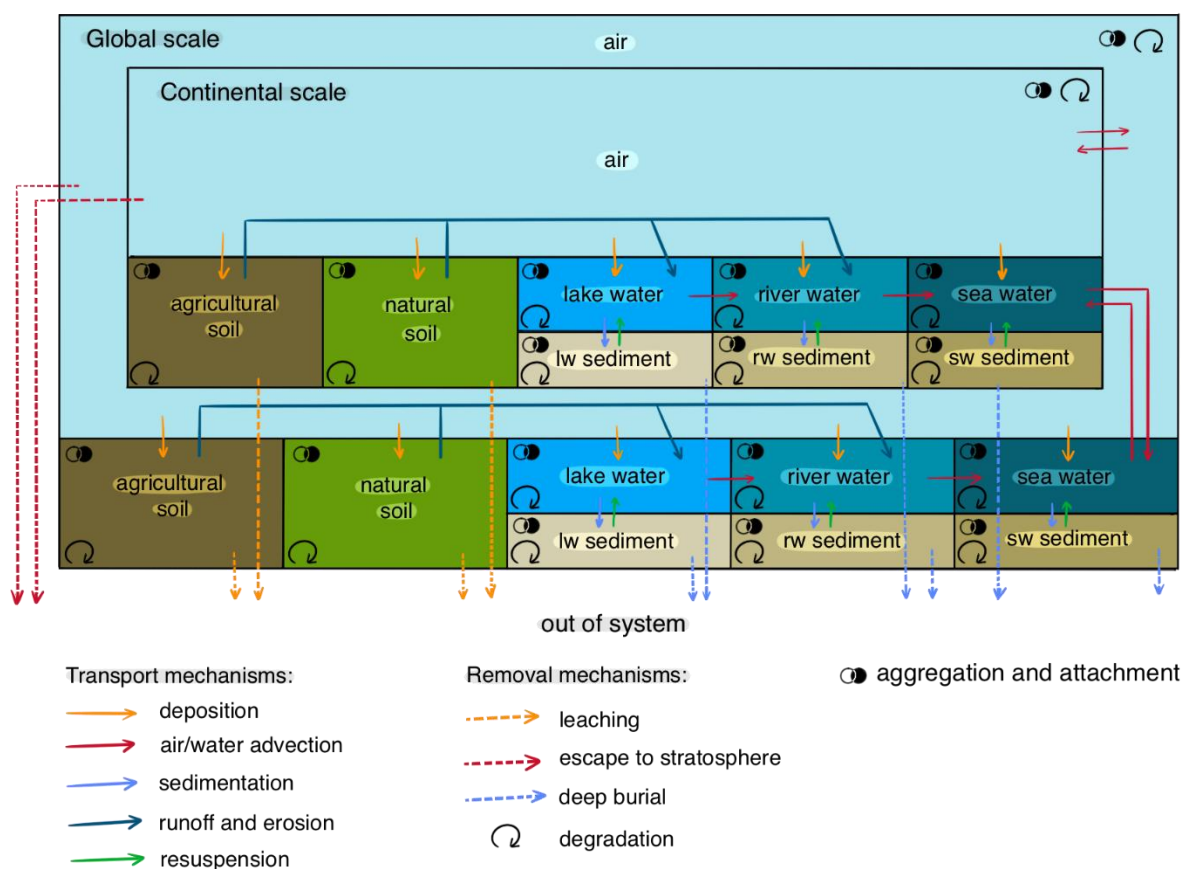


Figure 3.1 Diagram of the Fate Model and its different mechanisms

3.2.2.2 Fate Factor matrix

The transfer rates calculated through the fate model are placed into a transfer rate matrix, called K. K is a square matrix with columns representing emission compartments and rows representing

receiving compartments. The values within the matrix indicate the transfer rates from emission compartments to receiving compartments. The diagonal elements of the matrix represent the removal rates, which include both the rates of transfer out of the compartment and the internal removal mechanisms, such as degradation. The structure of K is shown in Figure 3.2. The FF matrix is calculated by taking the negative of the inverse of the K matrix (Equation 3.4) (Rosenbaum et al., 2007).

$$\overline{FF} = -\overline{K}^{-1} \quad (3.4)$$

$$\overline{FF} = - \begin{bmatrix} -k_{a,C,tot} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ k_{a,C \rightarrow tw,C} & -k_{tw,C,tot} & 0 & 0 & k_{tw, sed,C \rightarrow tw,C} & 0 & 0 & k_{nat, soil,C \rightarrow tw,C} & k_{agr, soil,C \rightarrow tw,C} \\ k_{a,C \rightarrow fw,C} & k_{tw,C \rightarrow fw,C} & -k_{fw,C,tot} & 0 & 0 & k_{fw, sed,C \rightarrow fw,C} & 0 & k_{nat, soil,C \rightarrow fw,C} & k_{agr, soil,C \rightarrow fw,C} \\ k_{a,C \rightarrow sw,C} & 0 & k_{fw,C \rightarrow sw,C} & -k_{sw,C,tot} & 0 & 0 & k_{sw, sed,C \rightarrow sw,C} & 0 & 0 \\ 0 & k_{tw,C \rightarrow tw, sed,C} & 0 & 0 & -k_{tw, sed,C,tot} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & k_{fw,C \rightarrow fw, sed,C} & 0 & 0 & -k_{fw, sed,C,tot} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & k_{sw,C \rightarrow sw, sed,C} & 0 & 0 & -k_{sw, sed,C,tot} & 0 & 0 \\ k_{a,C \rightarrow nat, soil,C} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -k_{nat, soil,C,tot} & 0 \\ k_{a,C \rightarrow agr, soil,C} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -k_{agr, soil,C,tot} \\ \dots & & & & & & & & \dots \end{bmatrix}^{-1}$$

Figure 3.2 Illustration of the Fate Factors matrix expressed as a function of the inverse of the transfer rate matrix K and showing only the rates for the continental scale C.

In the end, FF matrices are computed for 15 different polymers at 5 sizes and for 8 different regions of the world. The FFs are calculated at steady state (integrated to infinite time).

3.2.3 Exposure and Effect Factor

3.2.3.1 Exposure and Effect Factor matrix

The combined Exposure and Effect Factors matrix (EEF) is a matrix composed of Exposure and Effect Factors (EEFs). In this context, the exposure refers to the concentration of microplastics available to species for an emission in a given compartment, while the effect represents the fraction of species potentially affected by this exposure (Lavoie et al., 2022).

The EEF matrix is a square matrix (Figure 3.3). EEFs are placed along the diagonal. The EEF for water (EEF_w) is applied to the result of the fate in aquatic compartments, the EEF for sediment (EEF_{sed}) in sedimentary compartments, and the EEF for terrestrial systems (EEF_{ter}) in terrestrial compartments.

$$\overline{EEF} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & EEF_{aq} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & EEF_{aq} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & EEF_{aq} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & EEF_{sed} & 0 & 0 & 0 & 0 & \dots \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & EEF_{sed} & 0 & 0 & 0 & \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & EEF_{sed} & 0 & 0 & \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & EEF_{ter} & 0 & \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & EEF_{ter} & \end{bmatrix}$$

Figure 3.3 Part of the Exposure and Effect Factor matrix showing EEFs for the continental scale C.

3.2.3.2 Values of Exposure and Effect Factors

The EEFs for the different compartments—water, sedimentary and terrestrial—were developed by other authors for use in LCIA. They are calculated from a hazardous concentration of 20% (HC20), derived from a species sensitivity distribution (SSD) of effect concentrations of 10% (EC10) as recommended by GLAM (Owsianiak et al., 2023).

The EEF for water is 1067.51 [$PAF_w \cdot m^3/kg_{emitted}$]. This factor was initially developed by Lavoie et al. (2022) and subsequently updated by Corella-Puertas et al. (2023). It is derived solely from data on virgin polymers and chronic exposure, except for fish species, for which one acute data was used (Lavoie et al., 2022). The sedimentary EEF is 16.17 [$PAF_{sed} \cdot m^3/kg_{emitted}$] and is calculated based exclusively on virgin polymer data (Saadi et al., under review). Finally, the EEF for terrestrial compartments, developed by Tunalı & Nowack (under review), is valued at 1.38 [$PAF_{ter} \cdot m^3/kg_{emitted}$]. This factor is computed from chronic data on virgin polymers, with the exception of the polymer used in the test for the species *Zea mays L*, which contained additives.

3.2.4 Species Distribution Factors

3.2.4.1 Species Distribution Factor matrix

The Species Distribution Factor matrix (Figure 3.4) represent the fraction of species found in a compartment for a specific ecosystem and is used specifically to calculate the species approach. Columns represent the different emission compartments and rows the specific ecosystems: Marine

Ecosystem, Freshwater Ecosystem, Terrestrial Ecosystem. This matrix is developed by Saadi et al. (under review) to scale compartment-level CFs to ecosystem-level CFs. In Saadi et al. (under review), it is used to represent impacts on the marine ecosystem as a whole, where equal value is given to every marine species. EEFs of the water column and sediments are scaled from an affected fraction of water or sedimentary species (PAF_w or PAF_{sed} respectively) to an affected fraction of marine species (PAF_{marine}). This method is applied directly in this study to obtain CFs in PDF·year for the marine ecosystem and adapted to the freshwater ecosystem and the terrestrial ecosystem.

$$\overline{SDF} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & SDF_{sw.C} & 0 & 0 & SDF_{sw.sed.C} & 0 & 0 \\ 0 & SDF_{hw.C} & SDF_{fw.C} & 0 & SDF_{hw.sed.C} & SDF_{fw.sed.C} & 0 & 0 & 0 & \dots \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & SDF_{nat.soil.C} & SDF_{agr.soil.C} \end{bmatrix}$$

Figure 3.4 Part of the Species Distribution Factor matrix showing SDFs for the continental scale C.

3.2.4.2 Calculation of Species Distribution Factors

Species Distribution Factors are calculated for each compartment of each ecosystem. The final SDFs and the details of their calculations are available in SI 4 (Appendix D). For each ecosystem, a fraction of species in the different compartments that composed the ecosystem is calculated but also a fraction of species in the continental and global scales. This last fraction is regionalized with the 8 regions. These fractions are based on either where the species lives or feed depending on the environment.

3.2.4.2.1 Marine ecosystems

The fraction of species in water and sediment for the marine ecosystem is taken from Saadi et al. (under review) and based on the feeding environment of the species. This fraction is also used in the surface approach to aggregate the marine water column and sediments. The fractions of species at the continental scale and the global scale are based on the habitat and are regionalized. Finally, SDFs are calculated by multiplying the fraction of species feeding in either the sediment or the water column and the fraction of species living in either the continental or the global scale.

3.2.4.2.2 Freshwater ecosystems

The same methodology as marine ecosystem is applied to the freshwater ecosystem. Three different fractions of species are needed:

- The fractions of species feeding in either sediment or water column. As the one for the marine ecosystem, this fraction is also used in the surface approach to aggregate the water column and the sediment.
- The fractions of species living in either lake water or river water (only for species approach)
- The fractions of species living in either the continental scale or the global scale depending on the region (only for species approach)

3.2.4.2.3 Terrestrial ecosystems

Two different fractions of species are needed for terrestrial ecosystem (both only for species approach):

- The fractions of species living in natural soil or agricultural soil
- The fractions of species living in either the continental scale or the global scale depending on the region

3.2.5 Default Characterization Factors

3.2.5.1 Default region

World default characterization factors are developed for LCA practitioners to use when the region of emission is unknown. These CFs are based on the existing CFs for the different regions of the world calculated in this study and aggregated with a weighted average using emissions inventory of plastic pollution developed by Cottom et al. (2024) as weights. Due to the limited availability of microplastic data, and the generation of microplastics from macroplastics, macroplastic emissions data are used (see SI 2, Appendix B).

3.2.5.2 Default polymer

In this study, low-density polymers refer to polymers with density lower than 1 g/cm³ thus, lower than water: EPS, PP, LDPE, HDPE. On the contrary, high-density polymers refers to polymers

with density superior to 1 g/cm³: PS, PAN, PHA, PA, PLA, starch blend, PBAT, PET, PVC and TRWP.

CFs are calculated for three types of default polymers:

- Low-density default polymer: used when the specific polymer type is unknown, but it is confirmed to have a density below 1 g/cm³.
- High-density default polymer: used when the polymer type is unknown, but it is known to have a density above 1 g/cm³.
- Unknown-density default polymer: used when neither the polymer type nor its density is known.

The method for calculating CFs for these default polymers follows the same approach as detailed in Section 3.2.5.1. The CFs are derived from existing CFs for individual polymers, weighted by the global production shares of each polymer type as reported by (Geyer et al., 2017). If no polymer production was reported, its weight is set to zero. The more widely produced a polymer is, the greater its influence on the default CF. The weighting is available in SI 2 (Appendix B).

3.2.6 Case study

The CFs developed in this study are tested in a case study conducted by De Sadeleer & Woodhouse (2024), which compares biodegradable and non-biodegradable agricultural mulch films used for growing lettuce on one hectare under Nordic conditions. The case study evaluates three scenarios: the use of a non-biodegradable LDPE mulch film (scenario 1) and two biodegradable mulch films, one made of 70% PBAT and 30% corn starch (scenario 2) and another composed of 30% PBAT and 70% corn starch (scenario 3).

Initially, the case study covers several environmental impact categories, with plastic pollution potential assessed separately through material flow analysis due to the absence of relevant characterization factors. This work adds the potential physical effects on biota impacts of microplastics at the endpoint level.

Plastic particles are emitted as primary microplastics during polymer and material production, transport with TRWP emissions or as macroplastics that fragments into secondary microplastics during use. A fragmentation rate of 100% is assumed. The quantities of plastic emitted to the

environment are sourced from the original study. In the first scenario, 90% of the mulch film is removed from the soil, while 10% is assumed to be emitted to the environment. In the other two scenarios, 100% of the film is left on the field after use and is considered emitted. Emissions during the use phase are limited to the soil compartment. Given that the particle size is unspecified, the thickness of the film is used as a reference, and CFs are derived specifically for these dimensions. CFs following the approach considering the species density over a surface in $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}$ are used as they are directly compatible with IMPACT World+ (Bulle et al., 2019), the impact assessment method used.

In scenario 1, the emissions from production and use are multiplied by the CF for 20 μm LDPE particles emitted to continental agricultural soil in Northern regions. For scenarios 2 and 3, the same approach is followed, using the CF for 15 μm starch blend particles in the same compartment. For emissions during transport, the same CF is applied across all three scenarios, using the CF for 100 μm TRWP particles emitted to freshwater and natural soil in Northern regions.

The LCA results are computed using OpenLCA v.2.1 with ecoinvent v.3.10 (Wernet et al., 2016) and Agribalyse 3.1.1 (Colomb et al., 2015) for the Life Cycle Inventory (LCI). The version of IMPACT World+ used is 2.0.1 and all impact categories affecting ecosystem quality are evaluated. Details of the case study can be found in SI 5 (Appendix E).

3.3 Results and Discussions

3.3.1 Fate Factors

Fate Factors (FFs) are calculated for 15 different polymers across 5 size categories, 1 spherical shape, 9 environmental compartments at 2 scales, and 9 regions, including the default region 'World'. All FFs are available in the SI 3 (Appendix C). This analysis focuses exclusively on FFs for emissions into continental air, lake water, river water, sea water, natural soil, and agricultural soil, as these compartments are more likely to be the ones where emissions occur. However, all receiving compartments are included in the assessment. Emissions to sediment compartments typically result from the breakdown of macroplastics that have already settled. Factors for emissions on a global scale are generally not applicable, except for those in global sea water within the 'World' region, which may represent microplastic emissions from fishing gear.

FFs found in this study range from 0 to 1.86×10^6 $\text{kg}_{\text{in compartment}}/(\text{kg}_{\text{emitted}}/\text{days})$, depending on the region, polymer, size, emission compartment, and receiving compartment. The highest FFs are observed for HDPE, a low-density polymer, when emitted into continental sea water, with the receiving compartment being global sea water.

Figure 3.5 illustrates the average transfer patterns of low- and high-density polymers for small microplastics ($1 \mu\text{m}$) and large microplastics ($5000 \mu\text{m}$).

We observe that low-density polymers are more mobile than high-density polymers. The fate is largely determined by the sedimentation rate, polymers that have a higher sedimentation rate tend to remain near their source compartment by settling as soon as they reach a water compartment. Settling velocity depends on both the size and density of the polymer. Larger, high-density polymers settle faster than smaller, low-density ones. As a result, only a very small amount of large high-density polymers emitted in freshwater or soil is found in global sea water or its sediment after steady-state while almost all large low-density polymers accumulate in global sea water.

The fate is also influenced by the degradation rate of the polymer which is influenced by the size of the polymer and its surface degradation rate. Smaller plastic particles are less likely to transfer to other compartments than larger particles, as they tend to degrade before reaching those compartments. Microplastics with high degradation rates, such as biodegradable polymers (primarily starch blends, PHA, and PBAT), will also exhibit a lower residence time in the environment.

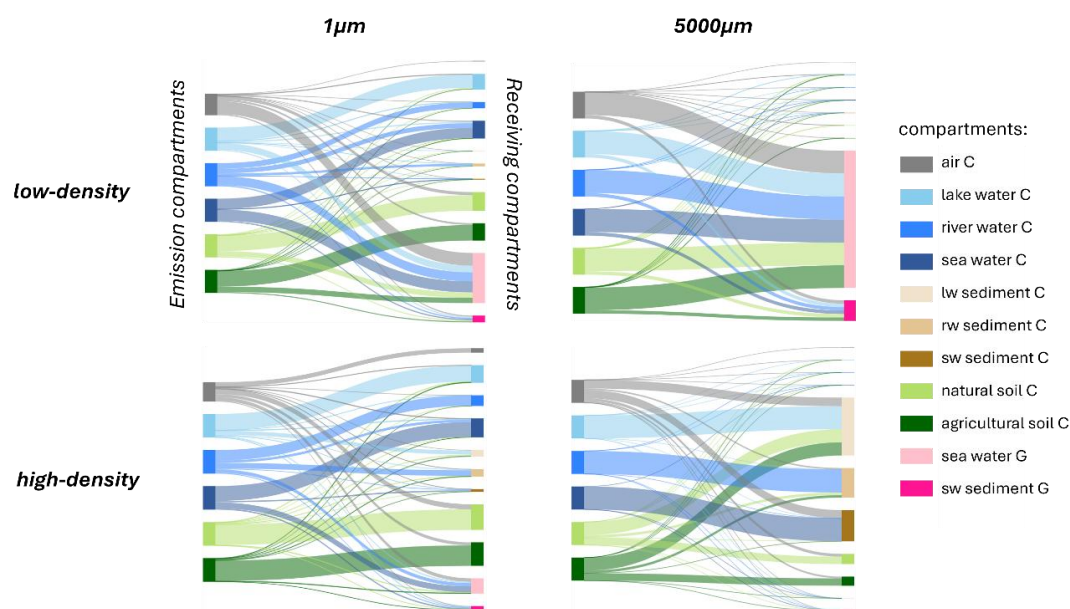


Figure 3.5 Average mass fraction of microplastics found in a receiving compartment (on the right) for an emission in a continental emission compartment (on the left) all regions combined for low- and high-density polymers and for the minimum size (1 μm) and the maximum size (5000 μm)

3.3.2 Characterization Factors

Characterization factors (CFs) for physical effects on biota are calculated at endpoint level for the same polymers, size categories, shapes, emission compartments, and regions as the fate factors. All endpoint CFs calculated with the two approaches explained in the methodology are provided in SI 2 (Appendix B). As with the FFs, this analysis focuses exclusively on CFs for emissions into continental air, lake water, river, sea water, natural soil, and agricultural soil.

3.3.2.1 Surface approach

3.3.2.1.1 Polymer type and size

The endpoint CFs are between $1.38\text{E}-03$ and $8.84\text{E}+04$ $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$. Figure 3.6 illustrates the intervals of endpoint CF values for the different polymers and sizes in the default region 'World'. The bars represent the range of values corresponding to the different emissions compartments. The polymers with the highest CFs are either high-density or low-density polymers that have a low degradation rate. The impact of high-density polymers is explained by its fast sedimentation and the fact that the concentration of species at the surface of sediment is high. For low-density polymers they will stay longer in the water column where the effect factor is a hundred

times higher than in the sediment. The lower CFs correspond to biodegradable high-density polymers such as PHA and starch blend which have fast degradation rates.

In terms of size, larger emitted MPs typically correspond to higher CFs linked with their longer degradation time except for some high-density polymer/size combinations (PLA, PAN) that exhibit the lowest degradation rates of high-density polymers in the sediment. However, it is important to note that the differences between polymer sizes in this study are based on the fate of microplastics, not on their effects, for which we use a single factor per ecosystem, independent of the size of the plastic particles.

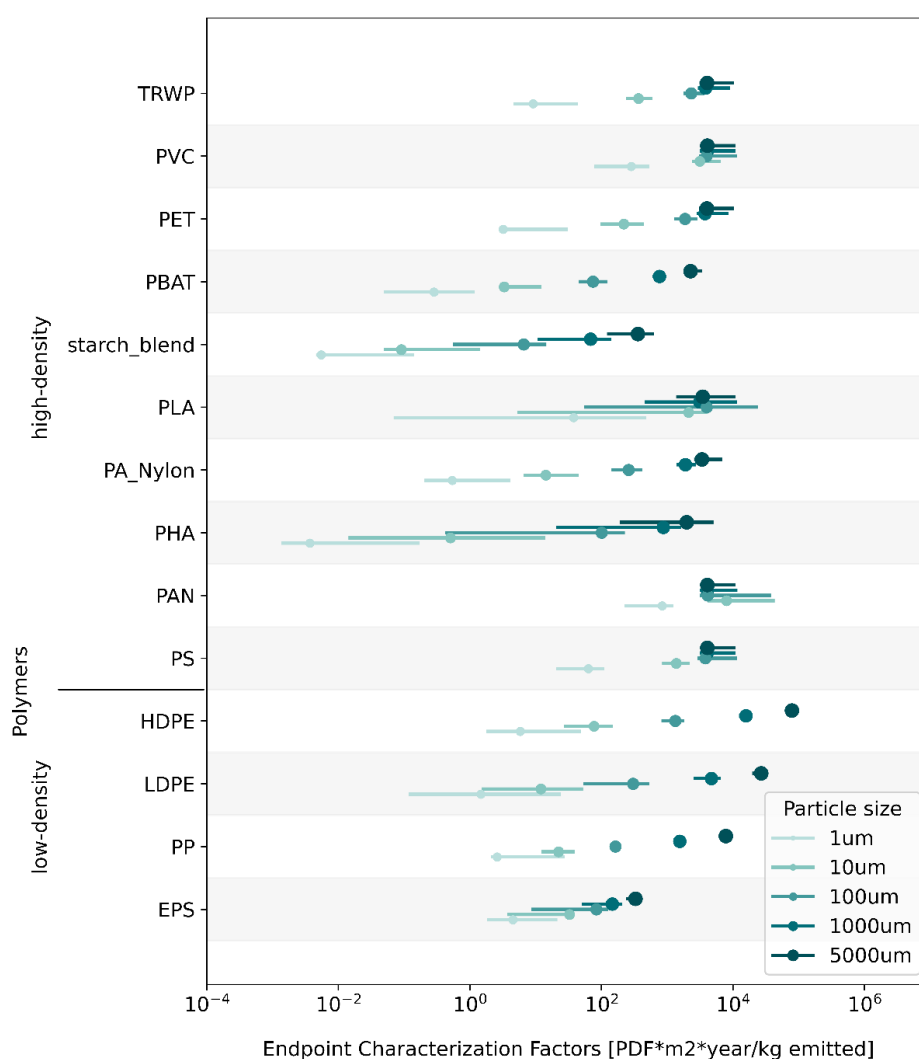


Figure 3.6 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota for emissions into air, lake water, freshwater, sea water, natural soil, agricultural soil at continental scale and for different polymers at different sizes calculated in $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year} / \text{kg}_{\text{emitted}}$. Bars represent the range

of characterization factors for emissions in the different compartments and the point the median value of the CFs.

3.3.2.1.2 Ecosystems and emission compartments

Figure 3.7 illustrates the different CFs calculated in $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}$ for all polymers, emission compartments and ecosystems affected for the minimum and maximum size.

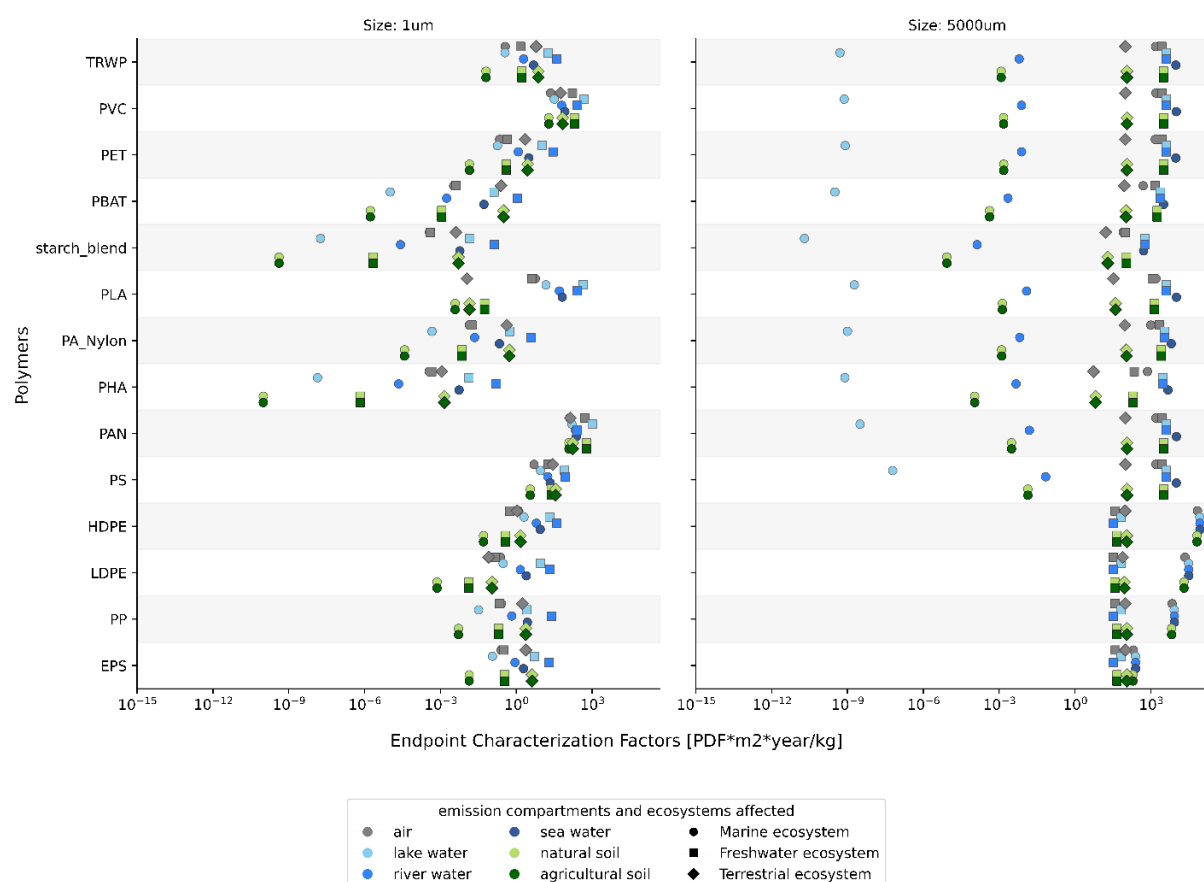


Figure 3.7 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota calculated in $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ shown for all polymers across the different environmental compartments at continental scale and for the different ecosystems. Emission compartments are indicated by colors and ecosystems affected are represented with distinct markers. The left graph illustrates endpoint CFs for the minimum particle size ($1\ \mu\text{m}$), while the right graph represents the maximum particle size ($5000\ \mu\text{m}$).

For larger low-density polymers, the CFs observed show consistently higher impacts on the marine ecosystem across all emission compartments. As discussed, this pattern can be attributed to fate, exposure, and effect factors: low-density polymers tend to accumulate in global sea water,

especially as particle size increases, where the exposure and effect factor is most significant. For smaller low-density polymers, the most impacted ecosystem varies between freshwater and marine, depending on the polymer. CFs are higher for emissions in rivers compared to lake water whereas the residence time of microplastics is longer in lakes than in rivers. Rivers are shallower than lakes, and hence a larger depth is used to collapse the volumetric PDF into a surface-area PDF. This could be interpreted as a way to represent a “higher concentration of PDF” in the river versus the lake, keeping in mind that the PDF refers to a fraction of the species present in that volume, and does not represent the absolute number of species in any way.

Regarding large high-density polymers, CFs are higher for emission in sea water with an impact on the marine ecosystem. For smaller polymers, CFs are higher for the river ecosystem for an emission in river or lake water. Particles emitted into compartments other than seawater have a low impact on the marine ecosystem, as they tend to settle quickly in the first water compartment they encounter (lake water or river).

3.3.2.1.3 Regionalization interpretation

Endpoint CFs calculated in $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year}$ show low variations between the different regions of the world, as every surface of ecosystem is given the same weight. A figure showing the distribution of CFs for the different regions is available SI 1 (Appendix A). Even if the variations are low, we can note some differences in the CFs for emissions of low-density polymers emitted in soil across the regions. This is mainly explained by the differences in the fraction of runoff and precipitation. Regions that have low precipitation and fraction of runoff will have more MPs retained in soil and less going into freshwater and marine compartments where the EEF is a thousand times higher than in soil.

3.3.2.1.4 Sources and magnitude of CF variability

In the surface approach, the variation of the CF based on density, size, and emission compartments can be compared. The greatest variation across different polymers for the same size and emission compartment is 5 orders of magnitude, occurring for the smallest size across all emission compartments. The largest CF variation across different sizes for a specific polymer is observed with PHA, spanning 6 orders of magnitude. The greatest CF variation across emission

compartments is 4 orders of magnitude, seen for PLA at a size of 1 μm . Hence the size leads to the largest variability, followed by the polymer type (i.e. density) and the emission compartment.

3.3.2.2 Species approach

3.3.2.2.1 Species Distribution Factors

Species Distribution Factors are calculated for each compartment of each scale for the 8 different regions. All SDFs can be found in SI 4 (Appendix D). For all ecosystems, SDFs are higher at the global scale than at the continental scale, as the number of species is higher in the rest of the world than in one specific continent.

In the marine ecosystem at the continental level, SDFs are slightly higher in sediments ranging between 2% and 21% across continents (and between 34% and 53% at global scale) compared to the water column, ranging from 2% and 17% at continental scale (and from 28% to 43% at global scale). Southeast Asia has the highest SDFs at the continental scale, indicating that this region supports the greatest diversity of marine species. Conversely, Europe has the lowest SDFs, meaning it has the fewest marine species.

For the freshwater ecosystem, SDFs are higher in river sediments (3%-15% at continental scale and 36%-49% at global scale), followed by river water (1%-7% and 15%-21%), lake water sediments (1%-5% and 13%-17%) and finally in lake water (0.4%-2% and 5%-7%). Latin America has the highest SDFs for its continental scale freshwater ecosystem while the Northern regions exhibit the lowest SDFs.

Finally in the terrestrial ecosystem, for a specific region, unsurprisingly SDFs found for natural soil are higher than SDFs for agricultural soil, with 2%-24% and 46%-69% found at the continental and global scales respectively compared to 1%-10% and 19%-29%. Same as the freshwater ecosystem, for the continental scale, Latin America has the highest SDFs and the Northern regions has the lowest.

In the species approach, SDFs group each species within a specific ecosystem compartment (Marine, Freshwater, or Terrestrial), assigning each species an equal weight within the ecosystem. However, it has been demonstrated that some species play a more critical role than others in maintaining a healthy and functioning ecosystem (Tilman et al., 1997 ; Estes et al., 2011) which can be considered as better represented in the surface approach. Regarding the aggregation of the

CFs of the different ecosystem, an equal weight is assigned to each ecosystem. This assumption suggests that all ecosystems are equally important, even though they may not support the same number of species because they play unique roles in the functioning of earth and in providing ecosystem services.

3.3.2.2.2 Polymer and size

CFs calculated with the species approach range between $9.43\text{E-}17$ to $5.63\text{E-}05$ $\text{PAF}\cdot\text{day}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ at the midpoint level. At the endpoint level, they vary between $1.50\text{E-}18$ and $1.54\text{E-}07$ $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$.

As for the surface approach, Figure 3.8 illustrates the intervals of endpoint CF values for the different polymers and sizes in the default region 'World' calculated for the two different approaches. The bars represent the range of values corresponding to the different emissions compartments.

In this approach, which accounts for the differences in densities of species across the local ecosystems, larger high-density polymers exhibit higher CFs than low-density polymers. This is due to the rapid settling of high-density particles and the higher fraction of species in sediment compared to the water column, coupled with the smaller volume of sediment relative to the water column. Regarding the size of the polymers, similarly to the surface approach, larger particles size corresponds to higher CFs except for the high-density polymers with lower degradation rates in sediment (PLA, PAN).

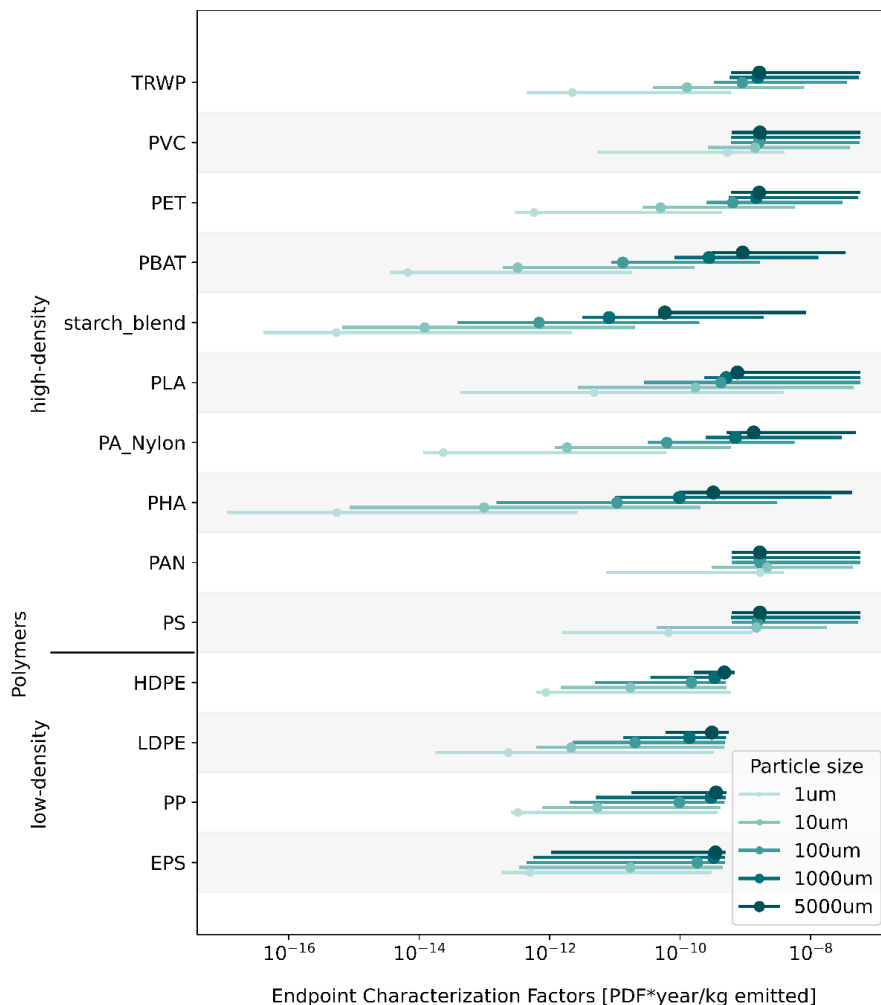


Figure 3.8 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota for emissions into air, lake water, freshwater, sea water, natural soil, agricultural soil at continental scale and for different polymers at different sizes calculated in $\text{PDF} \cdot \text{year} / \text{kg}_{\text{emitted}}$. Bars represent the range of characterization factors for emissions in the different compartments and the point the median value of the CFs.

3.3.2.2.3 Ecosystems and emission compartments

Figure 3.9 illustrates the different CFs calculated in $\text{PDF} \cdot \text{year}$ for all polymers, emission compartments and ecosystems for the minimum and maximum size.

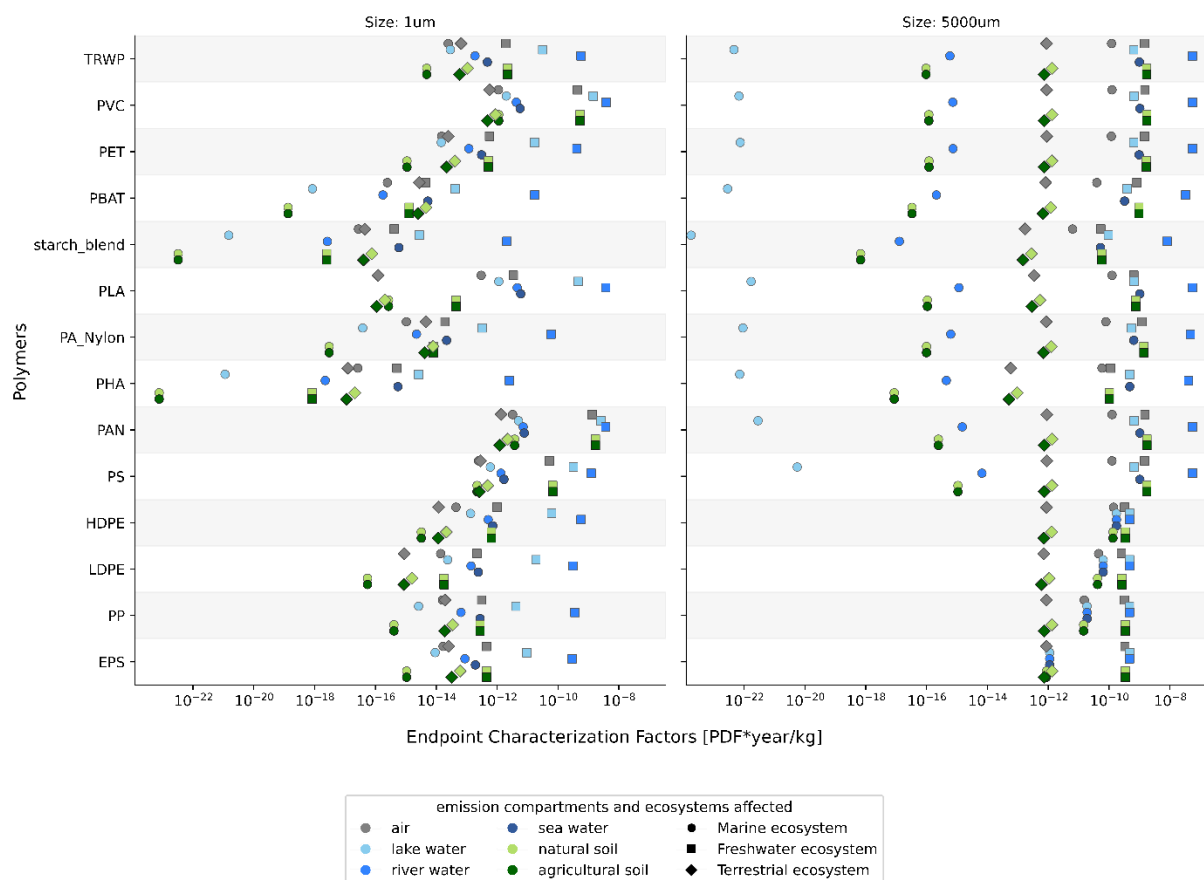


Figure 3.9 Endpoint characterization factors (CFs) for physical effects on biota calculated in $\text{PDF} \cdot \text{year} / \text{kg}_{\text{emitted}}$ shown for all polymers across the different environmental compartments at continental scale and for the different ecosystems. Emission compartments are indicated by colors and affected ecosystems are represented with distinct markers. The left graph illustrates endpoint CFs for the minimum particle size (1 μm), while the right graph represents the maximum particle size (5000 μm).

The highest CFs for both particle size and density are for the freshwater ecosystem. High-density particles tend to settle into sediments, while low-density particles remain suspended in the water column. Although the EEF is higher in the water column, the greater species density and limited volume of sediment lead to higher CFs in sediment than in the water column. This pattern is apparent as larger high-density polymers settle more quickly than smaller high-density polymers, resulting in higher CFs. CFs are higher in the freshwater environment than in the sea water because the volume of lakes and rivers are smaller than the sea.

Regarding the marine ecosystem, the impact of MPs emitted in all compartments is greater for large low-density polymers than for small low-density polymers, while the opposite is true for

high-density polymers—small high-density particles have a greater impact than large ones. This difference can be attributed to the longer degradation time of large low-density particles, allowing them to reach the ocean more readily than smaller ones. Conversely, large high-density particles settle more quickly than small high-density particles, leading them to remain predominantly in freshwater environments and exert less influence on the marine ecosystem.

3.3.2.2.4 Regionalization interpretation

Endpoint CFs calculated in PDF·year exhibit variations across the different regions for emissions in the same compartments (Figure 3.10). These differences are mainly due to the variation in species distribution across regions as we have seen that only low variations occurred for the surface approach that does not consider the relative abundance of species in one region over another. Additionally, in both approaches, differences can be attributed to the varying volumes of different compartments. For instance, while Latin America, Southeast Asia, and Africa and the Middle East contains the highest species diversity in their freshwater compartments, the volume of Africa and Middle East's freshwater compartment is an order of magnitude smaller than the one of the other two regions. This difference leads to higher CFs for freshwater emissions in Africa and the Middle East compared to the rest of the world.

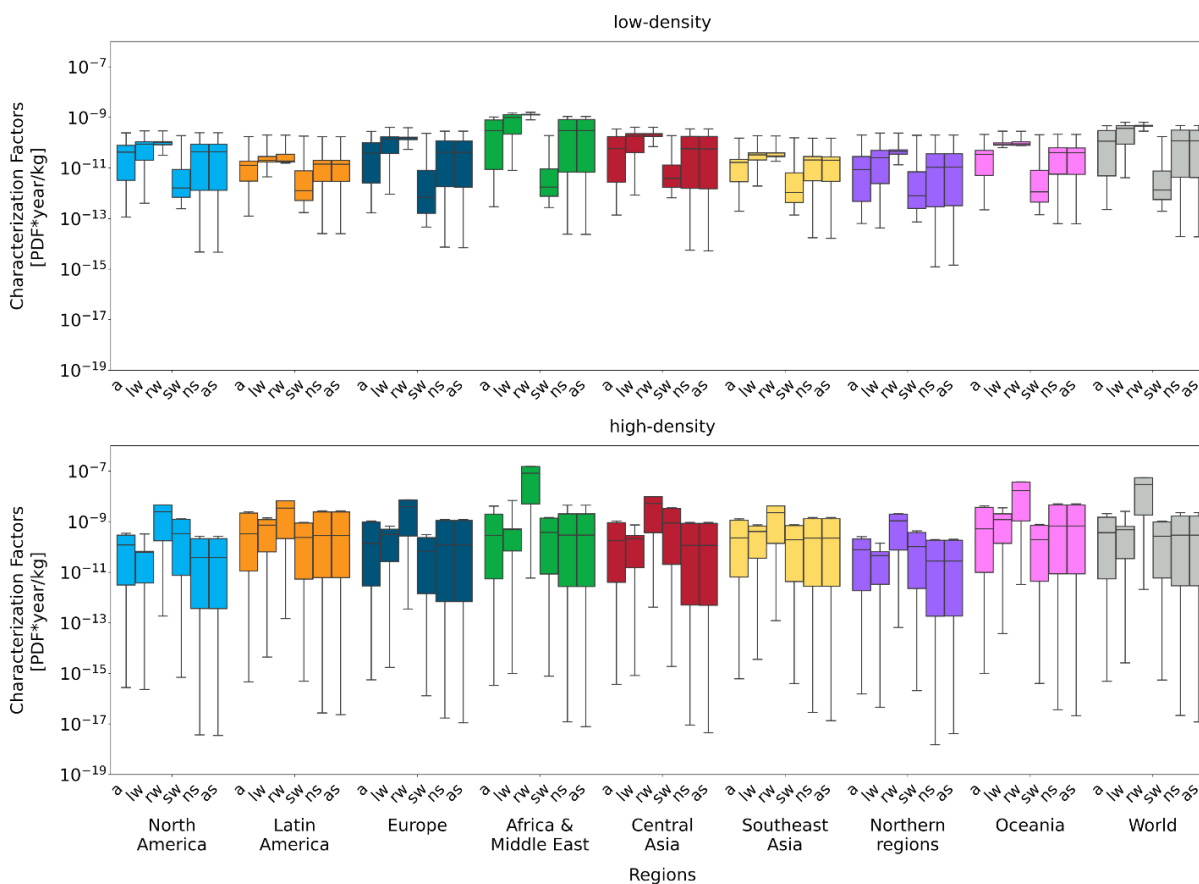


Figure 3.10 Distribution of the endpoint characterization factors (CFs) calculated in $\text{PDF}\cdot\text{year}/\text{kg}_{\text{emitted}}$ with added ecosystems for all polymers and sizes for the different regions and emission compartments at the continental scale with a: air, lw: lake water, fw: freshwater, sw: sea water, ns: natural soil, as: agricultural soil. The length of the box represents the difference between the 75th and the 25th percentiles, the bar in the middle is the median and the upper and lower whiskers are the minimum and maximum data values, excluding outliers.

3.3.2.2.5 Sources and magnitude of CF variability

In the species approach, the CFs for different polymers, when considering the same size and emission compartments, vary by 8 orders of magnitude for the smallest size and emissions in natural or agricultural soil. Similar to the surface approach, the greatest CF variation across different sizes for a specific polymer is observed with PHA, spanning up to 10 orders of magnitude. For different emission compartments, CFs can vary by as much as 5 orders of magnitude for the same polymer and size. The highest variation is found for PLA at a size of 1 μm . Hence, in this approach, the size is also the source of the largest variability, followed by the polymer type (i.e. density) and the emission compartment.

3.3.3 Recommendations for LCA practitioners

As outlined in Section 3.2.5, default CFs for specific regions and types of polymers have been established for LCA practitioners when the characteristics of polymers released into the environment are unknown (see SI 2, Appendix B). However, when detailed information on microplastic emissions is available, it is advisable to use specific CFs instead.

The model employed in this study focuses on spherical particles. Since there are no specific CFs for fibers or films to assess the impacts of microplastic emissions in LCA across all compartments and ecosystems, the CFs developed in this study can serve as proxies. It is important to note that this is not optimal, as fibers and film fragments may have different transfer mechanisms and degradation rates compared to microbeads, however, the effect factors until now have not shown statistical difference based on the shape of the MP (Lavoie et al., 2022) and the effect of shape on degradation rate in Corella-Puertas et al. (2023) fate factor showed to be negligible compared to other sources of variation and uncertainty.

If the size of the microplastics emitted into the environment is unknown, default sizes should be used: a diameter of 1000 μm for microbeads, a thickness of 100 μm for film fragments, and a diameter of 10 μm for cylinders or microfibers (Corella-Puertas et al., 2023).

3.3.4 Case study results

The results of the case study are presented in Figure 3.11. For the impact category "physical effects on biota," scenario 1 (non-biodegradable mulch film) shows an impact of 28.02 $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}$, while scenario 2 and scenario 3 (biodegradable mulch films) both exhibit a lower impact of 7.31 $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}$. The values for scenarios 2 and 3 are identical because the same CF was applied, which is based on a starch blend polymer, with no distinction made based on the proportion of starch in the blend. The physical effects on biota account for 4.2%, 0.9%, and 1.1% of the total impact on Ecosystem Quality (EQ) for scenarios 1, 2, and 3, respectively.

Scenario 2 is the least favorable option while both Scenario 1 with non-biodegradable mulch film and scenario 3 with a biodegradable mulch film made of 30% of PBAT and 70% of starch have an equivalent impact on EQ. We see that the composition of the biodegradable material is important as scenario 2 with a mulch film made of 70% of PBAT and 30% of starch has an impact 1.3 superior at scenario 3 which contains 30% of PBAT and 70% of starch.

The addition of microplastic impacts does not significantly affect the conclusions of this study. However, incorporating microplastic emissions in other studies could potentially influence their outcomes. This case study primarily involves emissions in soil, which exhibit lower CFs than emissions in freshwater or seawater for this particle size. Additionally, for larger microplastic particles, CFs are typically two orders of magnitude higher than those of smaller particles.

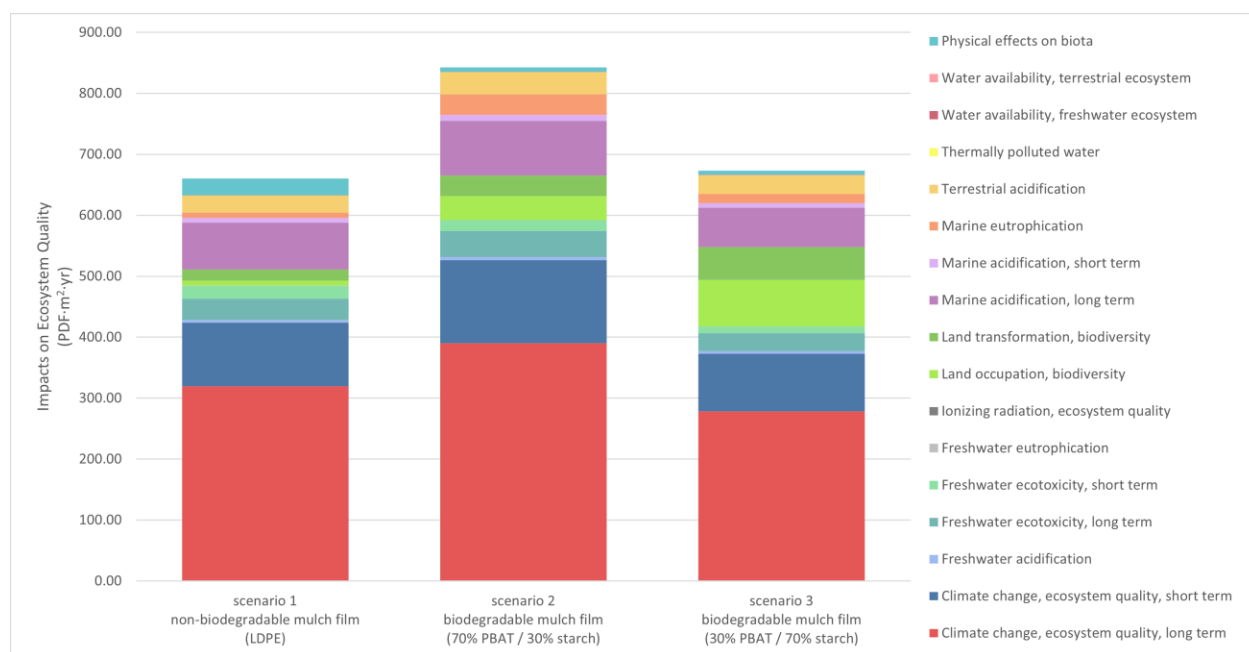


Figure 3.11 Contributions of the different impact categories to Ecosystem Quality for the different mulch film scenarios studied to produce 1 hectare of lettuce.

3.4 Conclusions and outlooks

This work calculates regionalized characterization factors (CFs) for two different approaches to assess the physical impacts of microplastic emissions on marine, freshwater, and terrestrial ecosystems. The assessment covers 15 different polymers, 5 sizes, 9 emission compartments, replicated across 2 scales, and 9 global regions. This is achieved by developing a regionalized fate model based on SimpleBox4Plastic (Quik et al., 2023) adapted to Usetox, integrating the combined effect and exposure factors from Lavoie et al. (2022), Saadi et al. (under review) and Tunali & Nowack (under review), while also implementing the Species Distribution Factors methodology established by Saadi et al. (under review) for the species approach

The surface approach illustrates the proportion of ecosystem surface area degraded while the species approach gives information on the proportion of species lost from an ecosystem. Our findings indicate that the surface approach gives more weight to the CFs for the marine ecosystem while the second approach gives higher CFs for the freshwater ecosystem which contains a large diversity of species for a small volume. Both approaches quantify a different – yet not completely independent – aspect of ecosystem quality or biodiversity. While the surface approach will aim to protect equally a square meter of desert and square meter of Amazon forest, it will also give the same value to a square meter of global ocean versus a square meter of estuary, and one can wonder whether this is meaningful. Conversely, the species approach will aim to protect a maximum number of species within each global ecosystem, even if it means preserving a jungle at the expense of a boreal forest. In reality, both approaches fail to comprehensively address biodiversity issues and each focus on one angle only. More research is needed to develop LCIA models capturing biodiversity impacts more comprehensively. The CFs are tested in a case study that demonstrates the importance of integrating the physical effects of microplastics on biota, even if in this case, the inclusions of microplastic emissions impacts do not change the conclusions of the study. More case studies should be conducted to really understand the influence of physical effects on biota of MP emissions on ecosystem quality.

It is important to note that no uncertainties were calculated in this study. We observed that the sedimentation rate plays a crucial role in determining the fate of microplastics; however, biofouling is not fully accounted for and could significantly influence this fate. Further research is necessary to incorporate this mechanism into the models. Moreover, this study uses SSDRs to account for the degradation of polymers and one can wonder whether this metric is necessarily the best one to account for the degradation rate of MPs over the entire degradation process. A better approach could be found to account for the mineralization of biodegradable polymers and the degradation of polymer that will not mineralize while considering the degradation of polymers in several environmental compartments (water, sediment and soil).

When microplastics transition from the continental scale to a global ocean, the fate model does not provide information on whether they persist in the global ocean or migrate to the coastlines of other regions worldwide, and the compartment is taken as a homogeneous box containing all “rest of the world” species. Consequently, the proportion of species affected inhabiting the open ocean or those

living near the coast of other continents is not specified, and once in the global box outside a continent, all remaining species occupy all the remaining ocean volume.

Moreover, this study limits the fate and the effect of microplastics to a spherical form, whereas, in reality, microplastics are emitted in various shapes, including cylinders and films. Further research is therefore needed to determine whether particle shape influences fate, and to adapt the model accordingly. The influence of microplastic shape on the physical effect on biota must also be investigated.

Finally, this study provides the first comprehensive assessment of the physical impact of microplastics across marine, freshwater, and terrestrial ecosystems simultaneously, and quantified using two different metrics for ecosystem quality damage assessment. However, additional research is necessary and is currently being conducted within MarILCA to enhance the reliability of the characterization factors and to address other effects of plastics, including the impact of additives and the physical effects of macroplastics.

Author contributions: CRediT

Juliette Louvet: Conceptualization, Methodology, Investigation, Data curation, Formal analysis, Visualization, Validation, Writing – original draft, review & editing. **Joris Quik:** Conceptualization, Writing – review & editing. **Anne-Marie Boulay:** Supervision, Conceptualization, Methodology, Writing – review & editing, Funding acquisition, Resources, Validation.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

The authors wish to thank Cécile Bulle for sharing her expertise on methodologies for assessing species disappearance. They also thank Nadim Saadi for his assistance with compartment aggregation and Carla Hajjar for her help on fate modeling. Finally, the authors acknowledge the financial support of the Canada Research Chairs program.

CHAPITRE 4 RESULTATS COMPLEMENTAIRES

4.1 Comparaison des résultats avec deux études existantes

Cette section vise à comparer les résultats développés dans cette étude avec les études de Corella-Puertas et al. (2023) et de Saadi et al. (under review). Ces deux études ont fourni des facteurs de caractérisation pour une émission dans l'eau marine continentale sur l'écosystème marin uniquement. Corella-Puertas et al. (2023) prend en compte la colonne d'eau uniquement et la sédimentation est considérée comme un mécanisme d'élimination des microplastiques tandis que Saadi et al. (under review) inclut les sédiments en tant que compartiment à part entière et calcule des facteurs de caractérisation qui prennent en compte l'impact des microplastiques sur les espèces sédimentaires à travers un facteur d'effet spécifique. Les facteurs de caractérisation qui sont comparés ici concernent ceux développés pour une émission dans l'océan continental et pour l'écosystème marin. Comme aucune autre étude n'a développé de CF pour des impacts sur les écosystèmes terrestres et d'eau douce, il n'est à ce jour pas possible de comparer les autres résultats avec des études existantes.

4.1.1 Comparaison pour l'approche surface

Les facteurs de caractérisation en $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{an}/\text{kg}$ développés par Corella-Puertas et al. (2023) et Saadi et al. (under review) sont comparables à ceux développés dans notre étude pour la méthode surface qui s'intéresse à la fraction d'espèce disparue sur une surface spécifique. La Figure 4.1 illustre les facteurs de Corella-Puertas et al. (2023) en bleu et ceux de Saadi et al. (under review) en vert avec leur intervalle d'incertitude tandis que les points rouges montrent les facteurs développés dans cette étude.

Nous observons que les CF développés par Corella-Puertas et al. (2023) ont des valeurs plus faibles que ceux développés dans cette étude ou dans celle de Saadi et al. (under review) en particulier pour les polymères de haute densité (PS, PHA, PA, PLA, PET, PVC, TRWP) qui ont jusqu'à 7 ordre de magnitude de différence. Cela s'explique par le fait que l'étude Corella-Puertas et al. (2023) ne considère pas l'impact microplastiques au sein des sédiments et considère la sédimentation comme un mécanisme d'élimination, réduisant le temps de résidence des MPs dans l'environnement marin par rapport aux deux autres études. La différence est particulièrement importante pour les polymères de haute densité car comme leur densité est supérieure à celle de

l'eau, ils coulent rapidement et atteignent les sédiments. A l'inverse pour l'EPS, qui a une très faible densité, les CF sont plus proches car l'EPS a un taux de sédimentation faible.

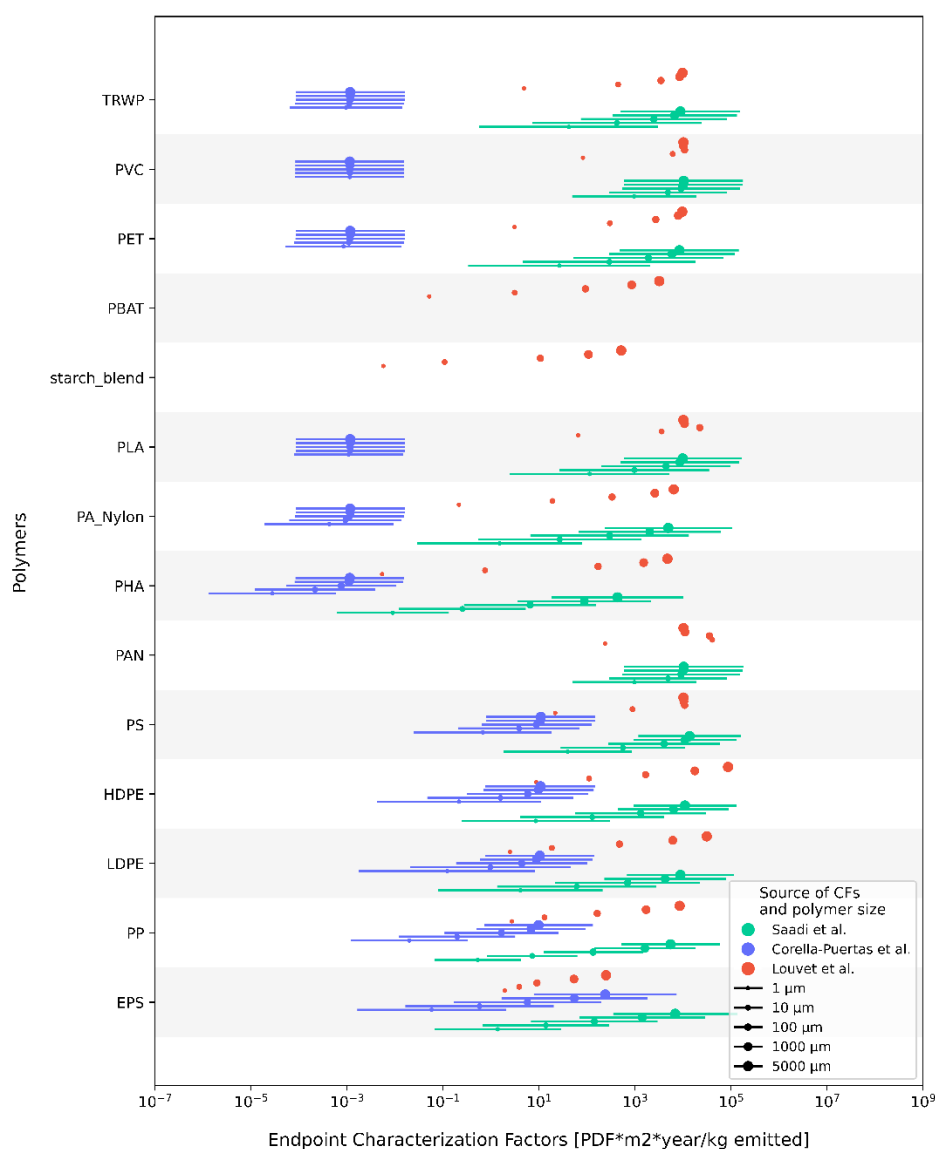


Figure 4.1 Comparaison des facteurs de caractérisation en $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year} / \text{kg}$ développés dans cette étude pour l'approche surface (en rouge) avec ceux développés par Corella-Puertas et al. (2023) (en bleu) et ceux développés par Saadi et al., (under review) (en vert) pour cinq tailles différentes de microplastique. Les incertitudes sont représentées par des barres horizontales. Il n'y a pas d'incertitude calculée pour les points rouges.

L'étude de Saadi et al. (under review) et notre étude donnent des CF d'un ordre de grandeur similaire pour tous les polymères. Contrairement aux deux autres études, limitées à une échelle continentale unique, notre modèle contient à la fois une échelle continentale et une échelle globale.

Cette échelle globale est atteignable par les microplastiques de faible densité qui ont un temps de résidence élevé dans la colonne d'eau. Comme dans cette échelle les espèces sont dilués sur un volume d'eau plus grand, on pourrait s'attendre à ce que les CF soient plus faibles. Or, ici on considère la fraction disparue d'espèces sur une surface donnée. Ainsi, dans l'échelle globale, la fraction d'espèces disparue est plus petite mais elle l'est sur une surface plus grande ce qui donne finalement des CF en $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{an}/\text{kg}$ similaires à ceux de l'étude de Saadi et al. (under review).

4.1.2 Comparaison pour l'approche espèce

Les facteurs de caractérisation calculés en $\text{PDF}\cdot\text{an}/\text{kg}$ par Corella-Puertas et al. (2023) et Saadi et al. (under review) peuvent être comparés à ceux développés pour une émission dans l'eau marine continentale pour l'approche espèce dans notre étude. Ces facteurs représentent la fraction d'espèces disparue pendant une année par kg de microplastiques émis dans l'eau marine continentale. La Figure 4.2 illustre les différents facteurs de caractérisation pour les trois études.

On remarque que les CF de Corella-Puertas et al. (2023) sont toujours plus petits que ceux des deux autres études pour les mêmes raisons que celles explicitées à la Section 4.1.1. Pour comparer avec l'étude de Saadi et al. (under review), les résultats sont similaires pour les polymères de haute densité, cela peut s'expliquer par le fait qu'ils restent dans l'échelle continentale. Tandis que pour les polymères de faible densité, les CF de notre étude sont 1 à 2 ordres de grandeurs plus faibles que ceux de l'étude de Saadi et al. (under review). Dans notre étude, les CF des microplastiques de faible densité montrent une tendance à s'accumuler dans l'océan global et ses sédiments. Dans cet environnement, bien que le nombre total d'espèces soit supérieur à celui observé à l'échelle continentale, le volume qui contient ces espèces est considérablement plus grand, la densité d'espèces affectées est donc plus faible. Ainsi, par kilogramme de microplastiques émis dans les eaux marines continentales, la fraction d'espèces potentiellement disparues est plus faible à l'échelle globale qu'à l'échelle continentale, ce qui entraîne des CF inférieurs à ceux observés dans l'étude de Saadi et al. (under review), où tous les microplastiques émis restent à l'échelle continentale.

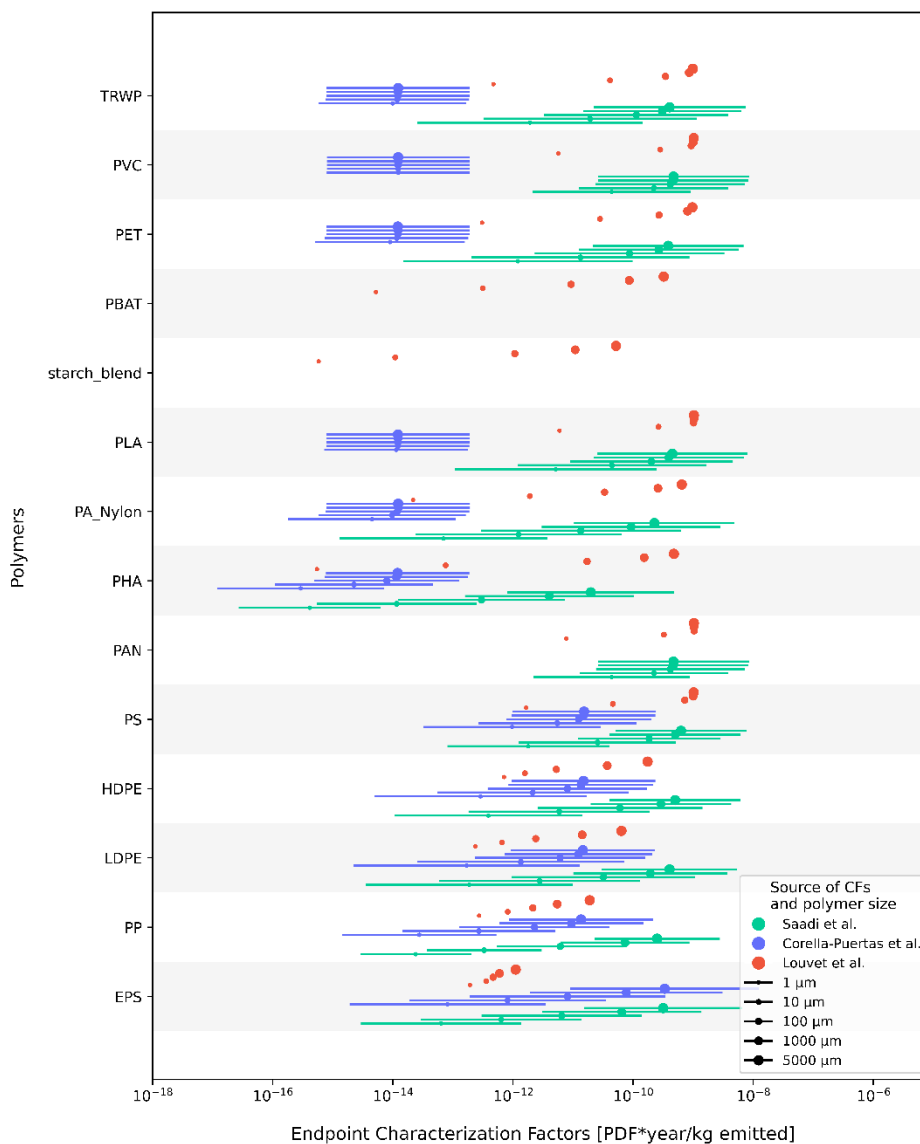


Figure 4.2 Comparaison des facteurs de caractérisation en PDF·year/kg développés dans cette étude pour l'approche espèce (en rouge) avec ceux développés par Corella-Puertas et al. (2023) (en bleu) et ceux développés par Saadi et al., (under review) (en vert) pour cinq tailles différentes de microplastique. Les incertitudes sont représentées par des barres horizontales. Il n'y a pas d'incertitude calculée pour les points rouges.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GENERALE

En complément à la discussion présente dans l'article, cette discussion vise à synthétiser les résultats par rapport aux objectifs initiaux de l'étude et à les discuter.

5.1 Le devenir des microplastiques

Dans cette étude, un modèle de sort a été développé pour les émissions de microplastiques en s'appuyant sur un modèle existant SimpleBox4Plastic (Quik et al., 2023) et en le modifiant afin de le rendre plus proche du modèle qui fait consensus pour évaluer l'impact écotoxicologique d'un polluant en Analyse d'Impact de Cycle de Vie : USEtox (Rosenbaum et al., 2008). Il était impossible d'utiliser directement USEtox car le modèle est approprié au calcul de facteurs de caractérisation pour les substances chimiques organiques dans un état liquide ou gazeux et pour les métaux sous forme ioniques, il ne permet pas le calcul de facteurs de devenir pour les particules telles que les microplastiques.

Le modèle de sort développé a permis, pour la première fois, de générer des facteurs de sort des microplastiques pour tous les compartiments environnementaux, y compris les sédiments. Il a également mis en lumière le comportement des différents types de microplastiques qui peuvent être émis à l'environnement en fonction du type de polymère, de sa taille mais également en fonction des paramètres de l'environnement propres à huit régions du monde.

Le modèle se base sur une diversité de mécanismes physiques qui ont été modélisés de manière simplifiée afin d'être implémentables et adaptables facilement. Un modèle de sort se doit de respecter la règle de parcimonie, à savoir être aussi simple que possible mais aussi complexe que nécessaire. Cependant, ici certains mécanismes gagneraient à être enrichis pour refléter de manière plus fidèle la réalité et modéliser avec plus de précision et de fiabilité le sort des microplastiques dans l'environnement. C'est notamment le cas de la sédimentation qui pourrait inclure de façon plus fidèle le mécanisme de bio-encrassement (biofouling) ou de bio-décrassement (defouling) discuté dans la revue de littérature à la Section 2.2.3. Des études existent sur le sujet et pourraient permettre de modéliser l'augmentation du biofilm sur les particules au fur et à mesure du temps entraînant une modification de la densité (Jalón-Rojas et al., 2019). Cependant par manque de temps, ce point n'a pas pu être approfondi dans ce projet de recherche.

La dégradation des microplastiques dans l'environnement est également un point important dans le sort puisqu'il définit la durée de vie du microplastique dans l'environnement. Dans cette étude, la dégradation est calculée à partir de SSDR (Specific Surface Degradation Rates) qui retranscrivent la perte de matière sur la surface des particules de plastique au fil du temps. Ces SSDR sont mesurés lors d'expériences mais la durée des expériences est souvent trop courte pour pouvoir extrapoler la dégradation sur la durée de vie du microplastique de façon fiable. Des discussions avec des chercheurs en biodégradation des microplastiques ont soulevé des préoccupations quant à l'utilisation des SSDR pour calculer la dégradation. D'après eux, cette méthode ne distingue pas efficacement les matériaux biodégradables des matériaux non biodégradables, en supposant des taux de biodégradation pour tous les types de matériaux. En réalité, les matériaux non biodégradables comme les polyoléfines (PE, PP, PS, PVC etc.) se dégradent seulement en micro- ou nano-plastiques persistants, car il n'existe aucune preuve de l'existence d'enzymes capables de cliver les liaisons covalentes carbone-carbone dans ces polymères de haut poids moléculaire. Les experts soulignent la nécessité de différencier la véritable biodégradation, qui aboutit à la minéralisation, de la dégradation des polymères, qui peut entraîner une perte de masse sans nécessairement atteindre la minéralisation. Actuellement, la dégradation mesurée indirectement (par perte de surface, perte de masse ou réduction d'épaisseur sur de courtes périodes) est souvent interprétée comme des données de biodégradation. En conséquence, les facteurs de caractérisation des polymères non biodégradables pourraient être sous-estimés en raison d'une sous-estimation de leur persistance environnementale.

Enfin, il est important de noter que le modèle ne prend pas en compte les mécanismes de transport liés aux actions du biote mentionnés dans la littérature. Ces mécanismes sont difficiles à modéliser en raison de la diversité des organismes impliqués et du caractère imprévisible de leurs déplacements.

5.2 Implémentation des Facteurs d'Exposition et d'Effet

Notre étude utilise trois facteurs d'exposition et d'effet différents spécifiques aux organismes aquatiques (Lavoie et al., 2022 ; Corella-Puertas et al., 2023), sédimentaires (Saadi et al., under review) et terrestres (Tunali & Nowack, under review). Grâce à ces facteurs d'effet, il a été possible d'obtenir des facteurs de caractérisation pour les écosystèmes marins, d'eau douce et terrestres.

Le EEF aquatique est appliqué aux organismes vivant dans les milieux marins et d'eau douce. De la même façon, le EEF sédimentaire est utilisé pour les organismes présents dans les sédiments marins et d'eau douce. Des facteurs d'exposition et d'effet spécifiques pour chaque milieu n'ont pas été développés, en raison d'un manque de données écotoxicologiques couvrant une diversité suffisante d'organismes marins et d'eau douce. On peut toutefois supposer que certains organismes pourraient présenter une sensibilité accrue aux microplastiques. Il est donc nécessaire de mener davantage de recherches afin de développer des EEF spécifiques aux organismes marins et d'eau douce.

Par ailleurs, les EEF ne sont pas non plus spécifiques à un type de polymère ni à une taille de microplastique ; ils ont été calculés à partir d'expériences impliquant divers polymères et tailles, en raison d'une limitation des données expérimentales. La taille ou la densité des microplastiques (liée au type de polymère) pourrait pourtant influencer leur effet physique sur le biote. Des recherches complémentaires sont donc également nécessaires dans cette direction.

De plus, comme il a été décrit dans l'article le EEF est la combinaison d'un facteur d'exposition (XF) et d'un facteur d'effet (EF). Les expériences actuelles ne permettent pas de séparer l'effet de l'exposition dans le cas des microplastiques. Ainsi, il est impossible de savoir si la valeur du facteur d'exposition et d'effet repose plus sur sa biodisponibilité ou sur son effet en lui-même.

5.3 Calcul des Facteurs de Caractérisation

Dans cette étude, deux types de facteurs de caractérisation sont calculés et ne représentent pas la même chose. On considère une approche par surface et une approche par espèces.

L'approche par surface (en $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{an}/\text{kg}$) définit une fraction d'espèces potentiellement disparue sur une surface pendant une période. Cette approche peut être difficile à appréhender pour des milieux comme les milieux aquatiques, où l'on raisonne généralement en volume. Pour passer d'un espace tridimensionnel à un espace bidimensionnel, on divise par la profondeur de la colonne d'eau et des sédiments. Ainsi, toutes les espèces dispersées en hauteur se retrouvent projetées sur une surface plane. L'approche par surface permet de donner le même poids aux espèces présentes sur une surface définie. Ainsi, on considère qu'il est tout aussi important de protéger un mètre carré d'écosystème dans un lac, une rivière, un sol naturel, un sol agricole, une zone côtière ou un océan, même si ces milieux n'abritent pas le même nombre d'espèces. Cela se justifie par le fait que, dans un écosystème local moins diversifié, chaque espèce joue un rôle proportionnellement plus

important dans le fonctionnement de l'écosystème, comparativement à une espèce au sein d'un écosystème plus diversifié. Cette méthode tend toutefois à attribuer un poids important aux écosystèmes océaniques, qui couvrent une très grande surface. Cela soulève la question de la pertinence de traiter un mètre carré de côte et un mètre carré d'océan comme équivalents.

L'approche par espèce, elle, considère chaque espèce au sein des trois grands écosystèmes globaux : marin, eau douce, terrestre comme égale. Elle est calculée en PDF·an/kg et se définit comme une fraction d'espèce disparue pendant une période. Les facteurs de caractérisation pour l'approche par espèce ont été calculés grâce à une matrice qui contient des fractions de distribution d'espèces pour chaque compartiment et chaque échelle et ce, de manière régionalisée. Cette méthode donne plus de poids aux écosystèmes locaux qui sont plus diversifiés en termes d'espèces pour un même écosystème global (marin, eau douce, terrestre). Ainsi, si l'on raisonne en termes de surface comme dans l'approche précédente, ici, un mètre carré de forêt amazonienne aura davantage de poids qu'un mètre carré de forêt boréale dans l'agrégation des compartiments. De même, pour les milieux marins, un mètre carré de côte sera considéré comme plus important qu'un mètre carré d'océan, en raison de la diversité d'espèces plus riche qu'ils abritent. Cette approche conduit cependant à ce que des écosystèmes, tels que ceux des déserts, qui hébergent une biodiversité unique et souvent endémique, adaptée à des conditions extrêmes, aient un poids moindre par rapport à des écosystèmes contenant une plus grande diversité d'espèces.

Il convient de noter que, pour les deux approches, les espèces invasives, souvent introduites par l'Homme en dehors de leur aire de répartition naturelle et ayant un impact négatif sur la biodiversité locale, sont considérées comme des espèces à part entière. Elles sont également comptées dans la fraction des espèces disparues, bien que leur disparition puisse avoir un effet bénéfique sur l'environnement.

Pour les deux méthodes, les facteurs de caractérisation sont calculés pour chaque écosystème : marin, eau douce et terrestre. Un facteur de caractérisation global, englobant l'ensemble des écosystèmes, est également calculé en attribuant un poids de 1 : 1 : 1 à chaque écosystème. Cela signifie que chaque écosystème est considéré comme égal, indépendamment de leur diversité spécifique. Cette approche est adoptée car chaque écosystème global possède une valeur intrinsèque unique et fournit des services écosystémiques spécifiques. Si l'on avait voulu distribuer les facteurs de caractérisation en fonction de la diversité des espèces propres à chaque écosystème,

l'écosystème terrestre aurait eu un poids considérablement plus élevé. En effet, on estime à 1 600 000 le nombre total d'espèces terrestres décrites, contre 250 000 pour les espèces marines et 100 000 pour les espèces d'eau douce (Goedkoop et al., 2013). Cela correspond à des pondérations respectives de 80 %, 12,5 % et 7,5 %.

Les deux méthodes calculent donc différemment l'impact des microplastiques sur l'environnement et ont toutes deux des avantages et des limitations. Elles peuvent être utilisées de manière complémentaire pour obtenir une vision plus précise de l'impact des microplastiques sur les écosystèmes, en fonction de l'objectif recherché : préserver les écosystèmes locaux sur des surfaces de manière indépendante ou préserver la diversité des espèces à l'échelle globale.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Pour conclure, ce projet de recherche a permis l'élaboration d'un modèle de sort et du calcul de facteurs de sort pour 14 polymères différents, 5 taille (1, 10, 100, 1000, 5000 μm), 1 forme sphérique, pour une émission dans 9 compartiments environnementaux (air, eau des lacs, eau des rivières, eau marine, leurs sédiments, sol naturel et sol agricole) sur deux échelles différentes (continentale et globale), pour 8 régions du monde (Amérique du Nord, Amérique Latine, Afrique et Moyen-Orient, Europe, Asie Centrale, Asie du Sud-Est, Régions du nord, Océanie). Ces facteurs de sort ont été multipliés à des facteurs d'exposition et d'effet afin d'obtenir des facteurs de caractérisation de l'impact des émissions de microplastiques sur trois écosystèmes différents (marin, eau douce, terrestre) suivant deux approches différentes (surface et espèces).

Des recommandations concernant l'utilisation de ces facteurs de caractérisation pour les praticiens ACV ont été établies dans la Section 3.3.3 de l'article. Elles donnent des solutions pour les praticiens qui manqueraient d'informations sur le type de polymère, la forme ou encore la taille de la particule émise ainsi que sur la région d'émission. De plus les facteurs de caractérisation sont disponibles dans plusieurs unités ce qui les rend utilisables dans différentes méthodes d'Analyse d'Impact de Cycle de Vie, notamment IMPACT World+ (Bulle et al., 2019 ; Agez et al., 2024) et ReCiPe (Huijbregts et al., 2017).

L'élaboration de ces facteurs de caractérisation permet de faire un pas de plus vers une inclusion complète des impacts des émissions plastiques en Analyse de Cycle de Vie. D'autres membres du groupe de recherche international MarILCA mènent actuellement plusieurs projets visant à améliorer la prise en compte des impacts environnementaux des plastiques. L'un de ces projets travaille au développement de facteurs de caractérisation spécifiques aux différents compartiments des milieux marins (plages, surface de l'eau, colonne d'eau, sédiments, océan global). Un autre projet s'intéresse à l'inclusion d'autres formes de microplastiques, en particulier les fibres, tandis que les particules issues de l'usure des pneus font également l'objet d'études approfondies. Un modèle de dégradation et de fragmentation des microplastiques est également en cours de développement, et d'autres projets sont en place pour traiter les impacts des débris macroplastiques. L'aboutissement de ces projets permettra, à terme, une inclusion complète des impacts de toutes

les émissions plastiques dans les Analyses de Cycle de Vie, offrant ainsi aux consommateurs et aux gouvernements des bases plus solides pour des décisions éclairées sur l'utilisation du plastique.

RÉFÉRENCES

- Agez, M., Muller, E., Bulle, C., Debarre, L., Seifudem, G., Viveros Santos, I., & Duval, L. (2024). *IMPACT World+ / a globally regionalized method for life cycle impact assessment* (Version 2.1) [Dataset]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.14041258>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, *12*(5), 339-344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Anagnosti, L., Varvaresou, A., Pavlou, P., Protopapa, E., & Carayanni, V. (2021). Worldwide actions against plastic pollution from microbeads and microplastics in cosmetics focusing on European policies. Has the issue been handled effectively? *Marine Pollution Bulletin*, *162*, 111883. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111883>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(8), 1596-1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andrady, A. L. (2022). Weathering and fragmentation of plastic debris in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, *180*, 113761. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113761>
- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Kochleus, C., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2021). Tyre and road wear particles—A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. *Science of The Total Environment*, *752*, 141939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141939>

- Beriot, N., Peek, J., Zornoza, R., Geissen, V., & Huerta Lwanga, E. (2021). Low density-microplastics detected in sheep faeces and soil : A case study from the intensive vegetable farming in Southeast Spain. *Science of The Total Environment*, 755, 142653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142653>
- Boucher, J., & Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans : A global evaluation of sources*. IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R. K., Roy, P.-O., Shaked, S., Fantke, P., & Jolliet, O. (2019). IMPACT World+ : A globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653-1674. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(9), 3494-3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., & Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 108(1-2), 105-112. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>

- CIRAIG. (2017). *RAPPORT TECHNIQUE FINAL ANALYSE DU CYCLE DE VIE DES SACS D'EMPLETTES AU QUÉBEC*. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/acv-sacs-empettes-rapport-complet.pdf>
- Colomb, V., Ait Amar, S., Mens, C. B., Gac, A., Gaillard, G., Koch, P., Mousset, J., Salou, T., Tailleur, A., & Van Der Werf, H. M. G. (2015). AGRIBALYSE[®], the French LCI Database for agricultural products: High quality data for producers and environmental labelling. *OCL*, 22(1), D104. <https://doi.org/10.1051/ocl/20140047>
- Corella-Puertas, E., Hajjar, C., Lavoie, J., & Boulay, A.-M. (2023). MarILCA characterization factors for microplastic impacts in life cycle assessment: Physical effects on biota from emissions to aquatic environments. *Journal of Cleaner Production*, 418, 138197. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138197>
- Corinaldesi, C., Canensi, S., Dell'Anno, A., Tangherlini, M., Di Capua, I., Varrella, S., Willis, T. J., Cerrano, C., & Danovaro, R. (2021). Multiple impacts of microplastics can threaten marine habitat-forming species. *Communications Biology*, 4(1), 431. <https://doi.org/10.1038/s42003-021-01961-1>
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of The Total Environment*, 671, 411-420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>
- Cottom, J. W., Cook, E., & Velis, C. A. (2024). A local-to-global emissions inventory of macroplastic pollution. *Nature*, 633(8028), 101-108. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07758-6>

- Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., & Nizzetto, L. (2020). Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment*, 724, 138334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334>
- De Falco, F., Cocca, M., Avella, M., & Thompson, R. C. (2020). Microfiber Release to Water, Via Laundering, and to Air, via Everyday Use : A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile Parameters. *Environmental Science & Technology*, 54(6), 3288-3296. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06892>
- De Sadeleer, I., & Woodhouse, A. (2024). Environmental impact of biodegradable and non-biodegradable agricultural mulch film: A case study for Nordic conditions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 29(2), 275-290. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02253-y>
- De Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405-1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- Dilkes-Hoffman, L. S., Lane, J. L., Grant, T., Pratt, S., Lant, P. A., & Laycock, B. (2018). Environmental impact of biodegradable food packaging when considering food waste. *Journal of Cleaner Production*, 180, 325-334. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.169>
- Ding, R., Tong, L., & Zhang, W. (2021). Microplastics in Freshwater Environments : Sources, Fates and Toxicity. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(5), 181. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05081-8>

- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment : Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans : More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Eskhan, A., AlQasas, N., & Johnson, D. (2023). Interaction Mechanisms and Predictions of the Biofouling of Polymer Films : A Combined Atomic Force Microscopy and Quartz Crystal Microbalance with Dissipation Monitoring Study. *Langmuir*, 39(18), 6592-6612. <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.3c00587>
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pikitch, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., ... Wardle, D. A. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- FAO. (2020, novembre). *FAO Major Fishing Areas*. <https://www.fao.org/fishery/en/area/search>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & van Zelm, R. (2013). *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category*

indicators at the midpoint and the endpoint level (First edition (version 1.08) Report I: Characterisation).

Grenouillet, G., & Schmidt-Kloiber, A. (2006). *Fish Indicator Database. Euro-limpacs project, Workpackage 7—Indicators of ecosystem health, Task 4.* (Version 8.0) [Dataset].

Hajjar, C., Bulle, C., & Boulay, A.-M. (2024). Life cycle impact assessment framework for assessing physical effects on biota of marine microplastics emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 29(1), 25-45. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02212-7>

Han, N., Zhao, Q., Ao, H., Hu, H., & Wu, C. (2022). Horizontal transport of macro- and microplastics on soil surface by rainfall induced surface runoff as affected by vegetations. *Science of The Total Environment*, 831, 154989. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154989>

Heller, M. C., Selke, S. E. M., & Keoleian, G. A. (2019). Mapping the Influence of Food Waste in Food Packaging Environmental Performance Assessments. *Journal of Industrial Ecology*, 23(2), 480-495. <https://doi.org/10.1111/jiec.12743>

Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P., & Duflos, G. (2017). Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms : A review. *Chemosphere*, 182, 781-793. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096>

Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020). Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096>

- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & Van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016 : A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138-147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11(4), 251-257. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1>
- Inserm. (2024, mai 6). *Perturbaterus endocriniens, des risques potentiels ou avérés pour la santé humaine*. Inserm. <https://www.inserm.fr/dossier/perturbateurs-endocriniens/#:~:text=Les%20perturbateurs%20endocriniens%20alt%C3%A8rent%20le,physiologiques%20engendr%C3%A9es%20par%20ces%20perturbations.>
- IUCN. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org>
- Jalón-Rojas, I., Wang, X. H., & Fredj, E. (2019). A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD) : Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 256-272. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>
- Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., & Hassellöv, M. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 52-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.041>
- Katsumi, N., Kusube, T., Nagao, S., & Okochi, H. (2020). The role of coated fertilizer used in paddy fields as a source of microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111727. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111727>

- Kim, S.-K., Kim, J.-S., Lee, H., & Lee, H.-J. (2021). Abundance and characteristics of microplastics in soils with different agricultural practices : Importance of sources with internal origin and environmental fate. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123997. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123997>
- Kooi, M., Nes, E. H. V., Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and Downs in the Ocean : Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963-7971. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04702>
- Kounina, A., Margni, M., Shaked, S., Bulle, C., & Jolliet, O. (2014). Spatial analysis of toxic emissions in LCA : A sub-continental nested USEtox model with freshwater archetypes. *Environment International*, 69, 67-89. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.004>
- Kowalski, N., Reichardt, A. M., & Waniek, J. J. (2016). Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 310-319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>
- Kumar M, V., & Sheela A, M. (2021). Effect of plastic film mulching on the distribution of plastic residues in agricultural fields. *Chemosphere*, 273, 128590. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128590>
- Kurniawan, S. B., Said, N. S. M., Imron, M. F., & Abdullah, S. R. S. (2021). Microplastic pollution in the environment : Insights into emerging sources and potential threats. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101790. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101790>
- Lavoie, J., Boulay, A., & Bulle, C. (2022). Aquatic micro- and nano-plastics in life cycle assessment : Development of an effect factor for the quantification of their physical impact

on biota. *Journal of Industrial Ecology*, 26(6), 2123-2135.
<https://doi.org/10.1111/jiec.13140>

Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611.
<https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

Lechthaler, S., Waldschläger, K., Stauch, G., & Schüttrumpf, H. (2020). The Way of Macroplastic through the Environment. *Environments*, 7(10), 73.
<https://doi.org/10.3390/environments7100073>

Lehner, B., Messenger, M. L., Korver, M. C., & Linke, S. (2022). Global hydro-environmental lake characteristics at high spatial resolution. *Scientific Data*, 9(1), 351.
<https://doi.org/10.1038/s41597-022-01425-z>

Li, H.-X., Getzinger, G. J., Ferguson, P. L., Orihuela, B., Zhu, M., & Rittschof, D. (2016). Effects of Toxic Leachate from Commercial Plastics on Larval Survival and Settlement of the Barnacle *Amphibalanus amphitrite*. *Environmental Science & Technology*, 50(2), 924-931.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02781>

Li, Q., Zeng, A., Jiang, X., & Gu, X. (2021). Are microplastics correlated to phthalates in facility agriculture soil? *Journal of Hazardous Materials*, 412, 125164.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125164>

Li, T., Cui, L., Xu, Z., Liu, H., Cui, X., & Fantke, P. (2023). Micro- and nanoplastics in soil : Linking sources to damage on soil ecosystem services in life cycle assessment. *Science of The Total Environment*, 904, 166925. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166925>

- Li, X., Chen, Y., Zhang, S., Dong, Y., Pang, Q., Lynch, I., Xie, C., Guo, Z., & Zhang, P. (2023). From marine to freshwater environment: A review of the ecotoxicological effects of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 251, 114564. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114564>
- Linke, S., Lehner, B., Ouellet Dallaire, C., Ariwi, J., Grill, G., Anand, M., Beames, P., Burchard-Levine, V., Maxwell, S., Moidu, H., Tan, F., & Thieme, M. (2019). Global hydro-environmental sub-basin and river reach characteristics at high spatial resolution. *Scientific Data*, 6(1), 283. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0300-6>
- Liu, Y., Shao, H., Liu, J., Cao, R., Shang, E., Liu, S., & Li, Y. (2021). Transport and transformation of microplastics and nanoplastics in the soil environment: A critical review. *Soil Use and Management*, 37(2), 224-242. <https://doi.org/10.1111/sum.12709>
- Lwanga, E. H., Beriot, N., Corradini, F., Silva, V., Yang, X., Baartman, J., Rezaei, M., Van Schaik, L., Riksen, M., & Geissen, V. (2022). Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil stressors: A journey from agricultural sites into the environment. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 9(1), 20. <https://doi.org/10.1186/s40538-021-00278-9>
- Maga, D., Galafton, C., Blömer, J., Thonemann, N., Özdamar, A., & Bertling, J. (2022). Methodology to address potential impacts of plastic emissions in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(3), 469-491. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02040-1>

- Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2017). Microplastics in Sewage Sludge : Effects of Treatment. *Environmental Science & Technology*, 51(2), 810-818. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048>
- Mai, L., Bao, L.-J., Wong, C. S., & Zeng, E. Y. (2024). Microplastics in the terrestrial environment. Dans *Microplastic Contamination in Aquatic Environments* (p. 229-247). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15332-7.00012-0>
- Montgomery, G., Hauser, H., & Schmill, J. (s. d.). Swiss Biodiversity Monitoring BDM. *Environmental Studies*.
- Murphy, J. (2001). *Additives for plastics handbooks* (2nd ed). Elsevier advanced technology.
- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines : Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 39-45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>
- Oginah, S. A. (2023). *Integrated risk assessment : From exposure through AOPs to ecosystem services*. Technical University of Denmark.
- Owsianiak, M., Hauschild, M. Z., Posthuma, L., Saouter, E., Vijver, M. G., Backhaus, T., Douziech, M., Schlegel, T., & Fantke, P. (2023). Ecotoxicity characterization of chemicals : Global recommendations and implementation in USEtox. *Chemosphere*, 310, 136807. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136807>
- Peano, L., Kounina, A., Magaud, V., Chalumeau, S., Zgola, M., & Boucher, J. (2020). *Plastic Leak Project Methodological Guidelines*.

- Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, S., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li, J., Guo, Z., & Bai, S. (2018). Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspectives Letters*, 1-5. <https://doi.org/10.7185/geochemlet.1829>
- Piao, Z., Agyei Boakye, A. A., & Yao, Y. (2024). Environmental impacts of biodegradable microplastics. *Nature Chemical Engineering*. <https://doi.org/10.1038/s44286-024-00127-0>
- Quik, J. T. K., Meesters, J. A. J., & Koelmans, A. A. (2023). A multimedia model to estimate the environmental fate of microplastic particles. *Science of The Total Environment*, 882, 163437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163437>
- Règlement interdisant les plastiques à usage unique, DORS/2022-138 (2022). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2022-138/TexteCompleet.html>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets : Implications for Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 130109073312009. <https://doi.org/10.1021/es303700s>
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Van De Meent, D., & Hauschild, M. Z. (2008). USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model : Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 532-546. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>

- Rosenbaum, R. K., Margni, M., & Jolliet, O. (2007). A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts. *Environment International*, 33(5), 624-634. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.01.004>
- Saadi, N., Lavoie, J., Fantke, P., Redondo-Hasselerharm, P., & Boulay, A.-M. (under review). *Including Impacts of Microplastics in Marine Water and Sediments in Life Cycle Assessment*.
- Salieri, B., Hischer, R., Quik, J. T. K., & Jolliet, O. (2019). Fate modelling of nanoparticle releases in LCA: An integrative approach towards “USEtox4Nano”. *Journal of Cleaner Production*, 206, 701-712. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.187>
- Saling, P., Gyuzeleva, L., Wittstock, K., Wessolowski, V., & Griesshammer, R. (2020). Life cycle impact assessment of microplastics as one component of marine plastic debris. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(10), 2008-2026. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01802-z>
- Schinegger, R., & Friedrich, T. (2024). *Dataset « Fish »*. *Www.freshwaterecology.info—The taxa and autecology database for freshwater organisms* (Version 8.0) [Dataset].
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2015). *Www.freshwaterecology.info* – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators*, 53, 271-282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2024). *www.freshwaterecology.info—The taxa and autecology database for freshwater organisms* (Version 8.0) [Dataset].

- Schwarz, A. E., Herlaar, S., Cohen, Q. M., Quik, J. T. K., Golkaram, M., Urbanus, J. H., Van Emmerik, T. H. M., & Huijbregts, M. A. J. (2024). Microplastic aquatic impacts included in Life Cycle Assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 209, 107787. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107787>
- Shaked, S. (2011). *Multi-Continental Multimedia Model of Pollutant Intake and Application to Impacts of Global Emissions and Globally Traded Goods*. University of Michigan.
- Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C., & Gieré, R. (2018). Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. *Aerosol and Air Quality Research*, 18(8), 2014-2028. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0099>
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>
- Tunali, M., & Nowack, B. (under review). *Towards including soil ecotoxicity of microplastics and tire wear particles into Life Cycle Assessment*.
- Van Schothorst, B., Beriot, N., Huerta Lwanga, E., & Geissen, V. (2021). Sources of Light Density Microplastic Related to Two Agricultural Practices: The Use of Compost and Plastic Mulch. *Environments*, 8(4), 36. <https://doi.org/10.3390/environments8040036>
- Verones, F., Barbarossa, V., Boulay, A.-M., Corella-Puertas, E., Dorber, M., Douziech, M., Golsteijn, L., Hélias, A., Henderson, A., Kuipers, K., Lebrun, M., Link, A., Marques, A., Michelsen, O., Niblick, B., Núñez, M., Pierrat, E., Pfister, S., Posthuma, L., ... Zhou, J. (in preparation). *A Global Consensus Life Cycle Impact Assessment Method—GLAM: Impacts on biodiversity*.

- Weithmann, N., Möller, J. N., Löder, M. G. J., Piehl, S., Laforsch, C., & Freitag, R. (2018). Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science Advances*, 4(4), eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): Overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218-1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Woods, J. S., Verones, F., Jolliet, O., Vázquez-Rowe, I., & Boulay, A.-M. (2021). A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 129, 107918. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107918>
- Wu, N., Zhang, Y., Li, W., Wang, J., Zhang, X., He, J., Li, J., Ma, Y., & Niu, Z. (2020). Co-effects of biofouling and inorganic matters increased the density of environmental microplastics in the sediments of Bohai Bay coast. *Science of The Total Environment*, 717, 134431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134431>
- Yang, Z., Lü, F., Zhang, H., Wang, W., Xu, X., Shao, L., Che, Z., Lu, B., Ye, J., & He, P. (2022). A neglected transport of plastic debris to cities from farmland in remote arid regions. *Science of The Total Environment*, 807, 150982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150982>
- Zhang, Y., Gao, T., Kang, S., Allen, S., Luo, X., & Allen, D. (2021). Microplastics in glaciers of the Tibetan Plateau : Evidence for the long-range transport of microplastics. *Science of The Total Environment*, 758, 143634. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143634>

ANNEXE A SUPPORTING INFORMATION 1

L'ANNEXE A est le « supporting information 1 » de l'article. Elle apporte des informations complémentaires à l'article, notamment une description des modifications effectuées au modèle SimpleBox4Plastic, une description des calculs de SDF et des figures supplémentaires.

A.1 Descriptions of the changes made in SimpleBox4Plastic

A.1.1 Model scales

To align more closely with USEtox, the original scales of SimpleBox4Plastic—regional, continental, and global—are reduced to two: continental and global. The continental scale refers to a continent where emissions of microplastics can occur and the global scale refers to the rest of the world from this emission continent. This adjustment involves using the original regional and continental scales of SB4P and removing the advection link between continental and global air and ocean. Subsequently, the landscape settings of the regional and continental scales are modified to match the parameters of a specific continent (continental scale) and its rest of the world (global scale), respectively with the regionalized data (see SI 3, Appendix C).

A.1.2 Removal of the other soil compartment

In SB4P, 11 environmental compartments are represented at both regional and continental scales: air, cloud water, lake water, freshwater, seawater, their respective sediments, natural soil, agricultural soil, and other soil. In this case, other soil refers to urban soil and is part of the technosphere. As we want to consider only the impacts of microplastic emissions in the biosphere, the other soil compartment is removed. The fraction area previously allocated to other soil and all transfers associated with other soil are set to zero.

A.1.3 Calculation of the degradation mechanism and removal of the fragmentation

In SB4P, the removal rate within a compartment is composed of two components: the degradation rate and the fragmentation rate.

The fragmentation rate here represents the rate at which microplastic particles break down into nanoparticles due to physical, chemical, and biological factors (Andrady, 2022). Since nanoplastics

are also likely to impact Ecosystem Quality, we chose not to consider the fragmentation rate as a removal mechanism and set it to zero.

The degradation rate incorporated in SB4P is the same across polymers, though in reality, the degradation rate of plastic particles varies as a function of the polymer type and environmental conditions of the different compartments. While this later aspect is not yet integrated, Corella-Puertas et al. (2023) proposed the following equation (Equation A.1) to calculate a polymer-specific degradation rate adapted for LCIA, based on the work of Chamas et al. (2020) and using specific surface degradation rates available in the literature for different polymers (Chamas et al., 2020; Maga et al., 2022).

$$k_{degradation,sphere} = \frac{4k_{SSDR}f_c}{r_{max}} \quad (A.1)$$

Where r_{max} is the initial radius of spherical microbeads, f_c a surface area correction factor and k_{SSDR} the specific surface degradation rate.

The constant present in SB4P is replaced by this equation. The calculation of the different specific surface degradation rates can be found in SI 3 (Appendix C).

A.1.4 Modification of runoff

In SB4P, the transport rate of microplastics from soil to freshwater is calculated by considering both runoff and erosion. The model currently assumes that all microplastics are carried by runoff. As Han et al. (2022) emphasize the critical role of vegetation in influencing this transport mechanism, this assumption thus overestimates the transfer rate of microplastics from soil to freshwater compartments. Specifically, vegetation cover reduces the mobility of microplastics and retains them in the soil during rainfall events. Consequently, a microplastic interception rate by vegetation has been incorporated into the model. This interception rate was determined by averaging the rates for low, medium, and high densities of shrub and herb vegetations reported by Han et al. (2022). This results in an interception rate of 97.15% and has been applied to the runoff calculations in SB4P.

A.1.5 Modification of the sedimentation rate for low-density polymers

In SB4P, settling velocity (v_{set}) is calculated thanks to the density of the polymer (ρ_p) and the density of water (ρ_w) (Equation A.2):

$$v_{set} = \frac{2(\rho_p - \rho_w) * g * r_p^2}{9 * \mu_w} \quad (A.2)$$

With r_p representing the radius of the polymer particle and μ_w the dynamic viscosity of water. When a polymer particle has a density inferior to water, the settling velocity is equal to zero, meaning the particle remains suspended and does not settle. However, over time, a layer of microorganisms, plants, algae can accumulate on the polymer's surface, altering its density and causing it to sink. This process is known as biofouling (Chubarenko et al., 2016; Jalón-Rojas et al., 2019). Biofouling rates could not be directly integrated into the model. However, to account for the unlikely scenario of low-density microplastics never settling, default sedimentation rates for each low-density polymer were incorporated based on the study by Corella-Puertas et al. (2023) with the intention of providing a more realistic representation of low-density microplastic behavior in the environment. The specific values are provided in SI 3 (Appendix C).

A.1.6 Aggregation of the air and the cloud water compartment

SB4P distinguishes the air and the cloud water compartments. The air compartment is linked to soil and water by a transfer called “dry deposition” and the cloud water compartment is linked to soil and water through “wet deposition”. To simplify the number of compartments in the model, the air and the cloud water compartments are grouped into a unique compartment called air and the deposition mechanisms are added together. This is done following the methodology of Salieri et al. (2019) that recalculates the mass balance inside the new compartment.

A.1.7 Aggregation of the different species of plastic particles

In SB4P, three forms of plastic particles are represented: free, aggregated, and attached. “Aggregated” particles represent particles mixed with natural particles smaller than 450 nanometers, while “attached” particles refer to particles combined with natural particles larger than 450 nanometers. The transfer rates are calculated using the properties of the different free, aggregated or attached particles. To simplify the model, after the rate calculations, the transfer rates for the three forms of particle are added together using the method developed in Salieri et al. (2019).

A.1.8 Regionalization

Finally, the model is regionalized by parametrizing the landscape settings using the same 8 regions implemented in USEtox (Kounina et al., 2014 ; Shaked, 2011). The different parameters specific for each region are:

- the land area and the sea area at continental and global scales
- the land area fractions of natural soil, agricultural soil, lake water and freshwater at continental and global scales
- the rain rate at continental and global scales
- the depths of lake water and freshwater at continental and global scales
- the fraction of runoff at continental and global scales
- the irrigation rate at continental and global scales

The land area, sea area, rain rate, fraction of runoff and irrigation rate are taken from the settings of USEtox for the different regions (Kounina et al., 2014).

The land area fractions and depths are derived from LakeATLAS and RiverATLAS (Lehner et al., 2022; Linke et al., 2019) two comprehensive global databases of hydro-environmental characteristics for lakes and river reaches worldwide. LakeATLAS provides detailed data on 1.4 million lakes, while RiverATLAS covers 8.5 million river reaches, offering insights into surface area, depth, and country of origin for each water body.

A.1.8.1 Land area fractions

In USEtox, land is categorized into three compartments: freshwater, natural soil, and agricultural soil, with each region having a specific area fraction allocated to these compartments. Freshwater refers to rivers and lakes. However, our model distinguishes between lake water and river water (referred to as freshwater). Therefore, it is necessary to calculate the proportion of surface water attributed to lakes and the proportion attributed to rivers.

All lakes and rivers from LakeATLAS and RiverATLAS are categorized into the model's eight regions based on their country of origin. The total surface areas of lakes and rivers are then calculated for each region. Using these surface areas, the proportions of surface water attributed to lakes and rivers are determined for each region and scale. These proportions are multiplied by the

fraction of land allocated to surface water from USEtox to calculate the fractions of land assigned to lake water and river water.

A.1.8.2 Depths of lake water and freshwater

From LakeATLAS and RiverATLAS, an area-weighted average depth is calculated for all lakes and rivers within each region, resulting in a mean depth for both the lake compartment and the freshwater compartment at the continental scale.

At global scale, the mean depths of the lake water and river water compartments for each region are determined by calculating the area-weighted average depth of all lakes and rivers across all regions, excluding the region being assessed.

Detailed calculations, along with all the values used for regionalization, are provided in SI 3 (Appendix C).

A.2 Calculation of the SDFs

All data and calculations of SDFs can be found in SI 4 (Appendix D).

A.2.1 Marine ecosystem

A.2.1.1 Fraction continental/global

SDFs for the continental and global scales are calculated using The IUCN Red List (IUCN, 2024). The data on The IUCN Red List includes non-threatened and threatened species and gives information on location, habitat, ecology, population size, threats etc. 163,040 different species are currently assessed by The IUCN Red List, including 16,996 marine species. For the marine ecosystem, only marine species are considered. The continental scale includes coastal species specific to the region, while the global scale incorporates coastal species from other regions and oceanic species, species inhabiting the open ocean. Species are classified according to FAO's major fishing areas (FAO, 2020), with each area assigned to one or more of the eight regions based on its location. For each region, we calculate the number of coastal species living in the region (CS_{region}), the number of coastal species found in the rest of the world (CS_{ROW}) and the number of oceanic species (OS). The fractions of species at the continental ($Frac_{MarineSpecies_C}$) and global ($Frac_{MarineSpecies_G}$) scales are then derived using Equation A.3 and Equation A.4.

$$Frac_{MarineSpecies_C} = \frac{CS_{region}}{CS_{region} + CS_{RoW} + OS} \quad (A.3)$$

$$Frac_{MarineSpecies_G} = \frac{CS_{RoW} + OS}{CS_{region} + CS_{RoW} + OS} \quad (A.4)$$

A.2.2 Freshwater ecosystem

A.2.2.1 Fraction sediment/water column

The fraction of species in the sediment and water column for the aquatic ecosystem is calculated using data from the database www.freshwaterecology.info (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015; Schmidt-Kloiber & Hering, 2024). This database includes more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. Species distribution between sediment and water column is analyzed for 3,105 macroinvertebrates, 242 fish, 1,101 macrophytes, 8,591 phytobenthos, and 2,512 phytoplankton, totaling 15,551 species. Macrophytes and phytobenthos are categorized as sediment feeders, while phytoplankton are classified as water column feeders. For fish, a specialized dataset on feeding habitats is used (Grenouillet & Schmidt-Kloiber, 2006; Schinegger & Friedrich, 2024), classifying species based on whether they feed in the sediment or water column. The proportions of fish feeding in each habitat are then calculated. For macroinvertebrates, a dataset categorizes species by feeding type, which is linked to either the sediment or the water column, allowing the calculation of the fraction of macroinvertebrates feeding in each compartment.

A.2.2.2 Fraction lake/river

The fractions of species inhabiting rivers and lakes are determined using data from The IUCN Red List, which covers 69,330 species (IUCN, 2024). Species are classified by habitat, with each habitat assigned to a category: river, lake, wetland, saline water, or groundwater. Only species from the river and lake categories, totaling 45,672 species, are considered. From this, the fractions of species residing in rivers and in lakes are calculated.

A.2.2.3 Fraction continental/global

Additionally, the fractions of species living in the continental or global scale are calculated using The IUCN Red List (IUCN, 2024). A total of 40,279 species is assessed, with freshwater species categorized by country. Each country is then linked to one of the eight regions in our model, based on Shaked (2011). Using the approach outlined in Section 2.4.1.a, the number of species inhabiting the region and the number of species living in the rest of the world are determined and the different fractions are calculated.

A.2.3 Terrestrial ecosystem

A.2.3.1 Fraction natural soil/agricultural soil

The fractions of species inhabiting natural and agricultural soils are determined using Indicator Z9 from the Swiss Biodiversity Monitoring (BDM) (Montgomery et al., s. d.). This indicator measures species diversity across different land-use types, allowing direct attribution to either natural or agricultural soils.

A.2.3.2 Fraction continental/global

The fractions of terrestrial species at both continental and global scales are assessed using data from The IUCN Red List (IUCN, 2024), following the same methodology applied for the aquatic ecosystem (Section 3.2.4.2.2). In total, 115,211 species are evaluated.

A.3 Additional figure: CF_{comp} matrix

$$\overline{CF_{comp}} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ CF_{a,C,fw,C} & CF_{fw,C,fw,C} & 0 & 0 & CF_{fw,sw,C,fw,C} & 0 & 0 & CF_{nat,soil,C,fw,C} & CF_{agr,soil,C,fw,C} \\ CF_{a,C,fw,C} & CF_{fw,C,fw,C} & CF_{fw,C,fw,C} & 0 & CF_{fw,sw,C,fw,C} & CF_{fw,sw,C,fw,C} & 0 & CF_{nat,soil,C,fw,C} & CF_{agr,soil,C,fw,C} \\ CF_{a,C,sw,C} & CF_{fw,C,sw,C} & CF_{fw,C,sw,C} & CF_{fw,C,sw,C} & CF_{fw,sw,C,sw,C} & CF_{fw,sw,C,sw,C} & CF_{fw,sw,C,sw,C} & CF_{nat,soil,C,sw,C} & CF_{agr,soil,C,sw,C} \\ CF_{a,C,fw,sw,C} & CF_{fw,C,fw,sw,C} & 0 & 0 & CF_{fw,sw,C,fw,sw,C} & CF_{fw,sw,C,fw,sw,C} & 0 & CF_{nat,soil,C,fw,sw,C} & CF_{agr,soil,C,fw,sw,C} \\ CF_{a,C,sw,sw,C} & 0 & 0 & CF_{sw,C,sw,sw,C} & CF_{fw,sw,C,sw,sw,C} & CF_{fw,sw,C,sw,sw,C} & CF_{fw,sw,C,sw,sw,C} & CF_{nat,soil,C,sw,sw,C} & CF_{agr,soil,C,sw,sw,C} \\ CF_{a,C,nat,soil,C} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & CF_{nat,soil,C,nat,soil,C} & 0 \\ CF_{a,C,agr,soil,C} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & CF_{agr,soil,C,agr,soil,C} \\ \dots & & & & & & & & \dots \end{bmatrix}$$

Figure A.1 Part of the Characterization Factor compartment matrix for the continental scale C.

A.4 Additional figure: CFs by region in $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}/\text{kg}$

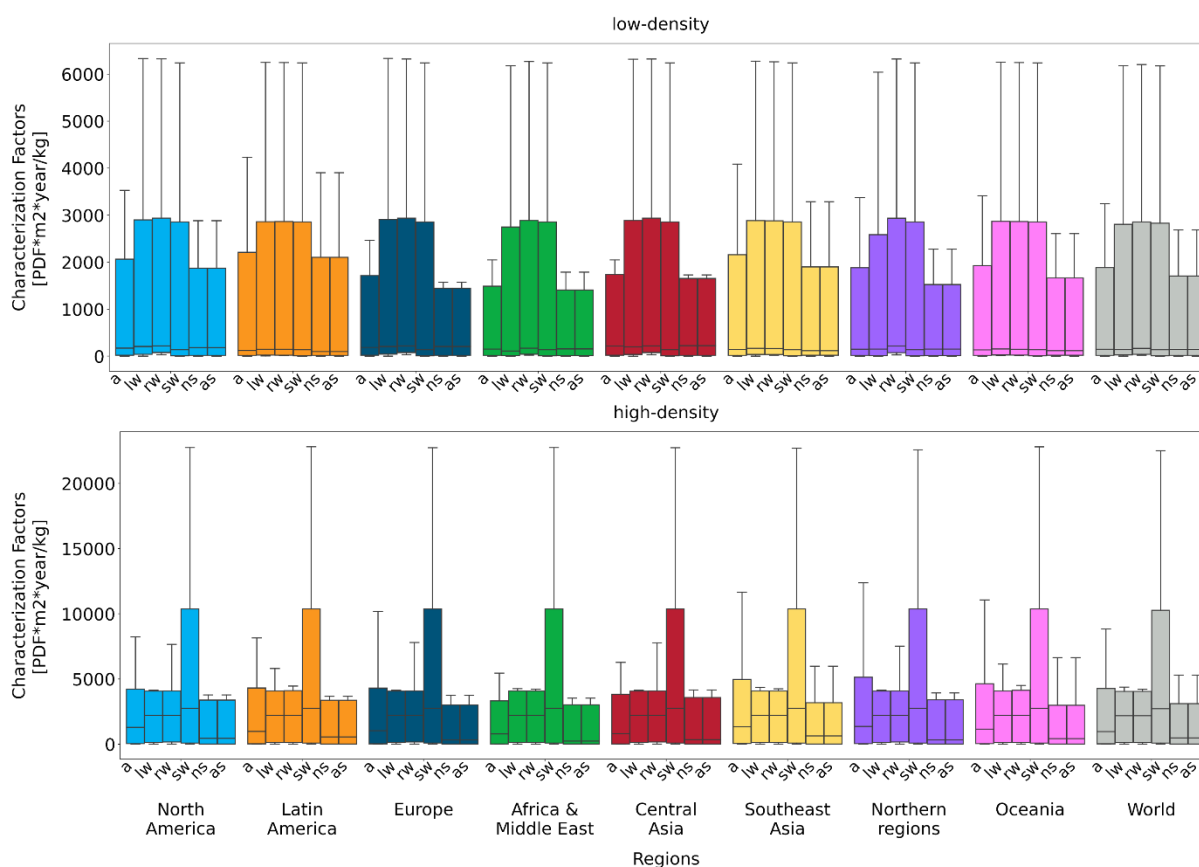


Figure A.2 Distribution of the endpoint characterization factors (CFs) calculated in $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{year}/\text{kg}$ emitted with added ecosystems for all polymers and sizes for the different regions and emission compartments at the continental scale with a: air, lw: lake water, rw: river water, sw: sea water, ns: natural soil, as: agricultural soil. The length of the box represents the difference between the 75th and the 25th percentiles, the bar in the middle is the median and the upper and lower whiskers are the minimum and maximum data values, excluding outliers.

ANNEXE B SUPPORTING INFORMATION 2

L'ANNEXE B contient des informations complémentaires à l'article, en particulier les Facteurs de Caractérisation développés. Le fichier est disponible à l'adresse suivante sous le nom « SI_2_CFs » :

<https://zenodo.org/records/14176752?token=eyJhbGciOiJIUzUxMiJ9.eyJpZCI6ImM5ZTNmMjYyLTJkYTctNGE5ZS1hMTc1LTE1M2JhNTMzOGY0YSIsImRhdGEiOnt9LCJyYW5kb20iOiI5NmIwNmMxYmFiNjIxYTA0ZTYzYTYxOWNmNDcyOTAzMCI9.5Rf7eDB72bMBv-I6MP1sSVR7xKfPEWK92WZopwouhRFhmsMKuChVCnASRoD4vew4yjh8EI-4NTmLO1VSe4urvA>

ANNEXE C SUPPORTING INFORMATION 3

L'ANNEXE C contient des informations complémentaires à l'article, en particulier les Facteurs de Sort (Fate Factors) et les paramètres qui ont permis leur calcul. Le fichier est disponible à l'adresse suivante sous le nom « SI_3_Fate » :

<https://zenodo.org/records/14176752?token=eyJhbGciOiJIUzUxMiJ9.eyJpZCI6ImM5ZTNmMjYyLTJkYTctNGE5ZS1hMTc1LTE1M2JhNTMzOGY0YSIsImRhdGEiOnt9LCJyYW5kb20iOiI5NmIwNmMxYmFiNjIxYTA0ZTYzYTYxOWNmNDcyOTAzMCI9.5Rf7eDB72bMBv-I6MP1sSVR7xKfPEWK92WZopwouhRFhmsMKuChVCnASRoD4vew4yjh8EI-4NTmLO1VSe4urvA>

ANNEXE D SUPPORTING INFORMATION 4

L'ANNEXE D contient des informations complémentaires à l'article, en particulier les Facteurs de distribution d'espèces (SDF). Le fichier est disponible à l'adresse suivante sous le nom « SI_4_SDF » :

<https://zenodo.org/records/14176752?token=eyJhbGciOiJIUzUxMiJ9.eyJpZCI6ImM5ZTNmMjYyLTJkYTctNGE5ZS1hMTc1LTE1M2JhNTMzOGY0YSIsImRhdGEiOnt9LCJyYW5kb20iOiI5NmIwNmMxYmFiNjIxYTA0ZTYzYTYxOWNmNDcyOTAzMCI9.5Rf7eDB72bMBv-I6MP1sSVR7xKfPEWK92WZopwouhRFhmsMKuChVCnASRoD4vew4yjh8EI-4NTmLO1VSe4urvA>

ANNEXE E SUPPORTING INFORMATION 5

L'ANNEXE E contient des informations complémentaires à l'article, en particulier les calculs et les résultats de l'étude de cas. Le fichier est trouvable à l'adresse suivante sous le nom « SI_5_Case_Study.xlsx » :

<https://zenodo.org/records/14176752?token=eyJhbGciOiJIUzUxMiJ9.eyJpZCI6ImM5ZTNmMjYyLTJkYTctNGE5ZS1hMTc1LTE1M2JhNTMzOGY0YSIsImRhdGEiOnt9LCJyYW5kb20iOiI5NmIwNmMxYmFiNjIxYTA0ZTYzYTYxOWNmNDcyOTAzMCI9.5Rf7eDB72bMBv-I6MP1sSVR7xKfPEWK92WZopwouhRFhmsMKuChVCnASRoD4vew4yjh8EI-4NTmLO1VSe4urvA>

ANNEXE F CODE DU MODÈLE DE SORT ET DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION

Le modèle de sort et les facteurs de caractérisation ont été calculés grâce à un script python disponible à l'adresse suivante :

https://github.com/Julouve/Regionalized_Characterization_Factors_for_Microplastic_Emissions_in_LCIA.git