UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

MICRO- ET NANOPLASTIQUES EN ANALYSE DU CYCLE DE VIE : DÉVELOPPEMENT D'UN FACTEUR D'EFFET POUR LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES, DÉFIS ET CONTRAINTES

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAITRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

JÉRÔME LAVOIE

JANVIER 2021

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

DÉDICACE

Aux humains et humaines qui sauront ou
auront le privilège de survivre à la catastrophe
environnementale.

REMERCIEMENTS

Je débuterais par remercier mes parents sans qui le moindre recours à la pensée serait envisageable pour le primate bipède que je suis. La présence d'une famille aimante a permis mon épanouissement intellectuel et favorisé grandement la possibilité d'études supérieures. L'ensemble des êtres dits vivants, qui partagent une histoire de quelques 3 ou 4 milliards d'années, et plus récemment tous les individus du genre *Homo* qui m'ont précédé, ont également et équitablement, d'une manière ou d'une autre, participé à la construction de l'édifice du savoir humain et donc à l'écriture de ce bien humble mémoire. Je salue ainsi leur naissance, leur vie, et leur chute, vouées la plupart du temps à la transmission naïve de leur patrimoine génétique et/ou culturel. Les ressources étant d'une distribution si inéquitable, toute personne qui aurait bénéficié des privilèges qui sont miens aurait aussi bien pu réaliser le même travail.

Petite attention spéciale à quelques personnes qui m'ont formidablement bien entouré pendant ces deux années. Merci à Cécile Bulle pour sa douceur inégalée et à Anne-Marie Boulay pour son efficacité qui passera sans doute à l'histoire. Le CIRAIG est peuplé de CIRAIGaulois et CIRAIGauloises formidables et a inévitablement agi comme un nid douillet où il fait bon vivre et apprendre.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES vi

LISTE DES TABLEAUX vii

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES viii

RÉSUMÉ ix

INTRODUCTION 1

CHAPITRE I REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE 4

1.1 L'analyse du cycle de vie 5

1.1.1 Concept général 5
1.1.2 Les étapes de l'ACV 6

1.2 Évaluation des impacts du cycle de vie 6

1.2.1 Concept général 6
1.2.2 Écotoxicité en ÉICV 10
1.2.3 Le facteur d'effet écotoxique 13

1.3 Limites et réflexions à propos de l'ÉICV appliquée aux débris plastiques 17

1.4 Les plastiques 19

1.4.1 Généralités 19
1.4.2 Déchets plastiques et milieu marin 20

1.5 Les micro- et nano- plastiques 21

1.5.1 Généralités 21
1.5.2 Les MP, NP, et le milieu marin 22
1.5.3 Écotoxicologie des MP et NP 223

CHAPITRE II QUESTION DE RECHERCHE, OBJECTIF ET SOUS-OBJECTIFS 34

2.1 Question de recherche 34

2.2 Objectifs 36

2.2.1 Sous-objectif 1 36
2.2.2 Sous-objectif 2 36
2.2.3 Sous-objectif 3 36

CHAPITRE III MICRO- AND NANOPLASTICS IN LIFE CYCLE ASSESSMENT : DEVELOPMENT OF AN EFFECT FACTOR FOR THE QUANTIFICATION OF THEIR PHYSICAL IMPACT ON AQUATIC ECOSYSTEMS 37

CHAPITRE IV CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 64

ANNEXE A TABLE S1 : COMPLETE DATA SET EXTRACTED FROM THE SCIENTIFIC LITERATURE 65

ANNEXE B TABLE S2 : CALCULATED EFFECT FACTORS AND THEIR ASSOCIATED AVLOGEC50, HC50 AND CONFIDENCE INTERVAL 95% 69

ANNEXE C FIGURE S1 : SSD FOR POLYSTYRENE MNPS 70

ANNEXE D FIGURE S2 : SSD FOR POLYETHYLENE MNPS 71

ANNEXE E FIGURE S3 : SSD FOR NON POLYSTYRENE AND NON POLYETHYLENE MNPS 72

ANNEXE F FIGURE S4 : SSD FOR MICROPLASTICS 73

ANNEXE G FIGURE S4 : SSD FOR NANOPLASTICS 74

RÉFÉRENCES 75

LISTE DES FIGURES

Figure Page

1.1 Cadre méthodologique de la méthodologie d'ÉICV Impact World +..... 10

1.2 Représentation schématique de la chaîne de cause à effet modélisée en écotoxicologie..... 12

1.3 Représentation graphique du HC50 grâce à une SSD 15

2.1 Cadre méthodologique développé par MarILCA 35

3.1 Figure 1 (article) 47

3.2 Figure 2 (article) 49

3.3 Figure 3 (article) 50

3.4 Figure 4 (article) 55

LISTE DES TABLEAUX

Tableau Page

3.1 Description summary of the different EFs generated 43

3.2 Extrapolation factors..... 44

3.3 p-values obtained from statistical analysis 48

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ACV	Analyse du cycle de vie
CF	Facteur de caractérisation
EC50	Concentration efficace médiane
EF	Facteur d'effet
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
FF	Facteur de devenir
GLAM	Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators
HC50	Concentration hasardeuse médiane
ICV	Initiative « Cycle de vie »
LOEC	Concentration minimale avec effet observé
MP	Microplastique(s)
MNP	Micro- et nanoplastique(s)
MarILCA	Marine Impacts in Life Cycle Assessment
NOEC	Concentration sans effet observé
NP	Nanoplastique(s)
PBDE	Polybromodiphényléther(s)
PE	Polyéthylène
PET	Polytéréphtalate d'éthylène
PNUE	Programme des Nations unies pour l'environnement
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PVC	Polychlorure de vinyle
Q	Quantité de flux élémentaire
S	Score d'impact
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SF	Facteur de sévérité
XF	Facteur d'exposition

RÉSUMÉ

L'accumulation de débris plastiques dans les milieux naturels, de par leur omniprésence ainsi que leurs conséquences tangibles, représente un problème environnemental qui parle beaucoup au grand public. Ultimement, lorsque qu'ils aboutissent dans l'océan, tous ces débris sont appelés à être fragmentés par l'action mécanique des courants et vagues et par un mécanisme de photo-oxydation initié par le soleil. Les plus petites particules qui résultent de cette segmentation ou sont émises directement telles quelles dans l'environnement sont appelées micro- et nanoplastiques (MNP) lorsqu'elles atteignent une taille inférieure à 5 mm de diamètre. Toutes ces minuscules particules sont en mesure d'affecter considérablement les organismes des milieux aquatiques, car un grand éventail d'espèces est en mesure de les ingérer ou d'être dérangé par celles-ci. Ces impacts se doivent d'être adressés par la communauté scientifique, et ce à l'aide d'un ensemble d'outils méthodologiques qui permet de saisir l'étendue de la problématique. L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil reconnu, puissant et très populaire auprès de l'industrie et des décideurs puisqu'il permet d'évaluer l'impact environnemental potentiel global d'un produit, service ou procédé. Conséquemment, il s'agirait d'un outil pertinent afin de comparer les impacts potentiels intégraux de produits plastiques et des alternatives disponibles pour le même service rendu. Cependant, certaines critiques ont soulevé les lacunes de l'ACV quant à la prise en compte des impacts environnementaux des débris plastiques et la communauté scientifique a reconnu cette faille. En réponse, le groupe de travail MarILCA a été mis sur pied afin d'aborder ces questions. Comme premier livrable, le groupe a mis sur pied un cadre conceptuel permettant d'envisager l'ensemble du travail à accomplir. Parmi les points soulevés, l'effet de la présence physique des microparticules de plastiques doit être abordé sous l'angle de l'ACV. L'objectif principal de ce mémoire était donc de développer un ou des facteurs d'effet (EF) permettant de quantifier l'impact des MNP en ACV. Afin d'accomplir ce mandat, trois étapes étaient nécessaires. La première consistait en une revue de la littérature scientifique concernant l'écotoxicité des MNP afin d'en extirper les données disponibles (EC50 : concentration efficace médiane, LOEC : concentration minimale

avec effet observé et NOEC : concentration sans effet observé). Ensuite, ces données devaient être analysées pour en évaluer la pertinence dans le cadre de l'ACV. Ainsi, la concordance entre les données disponibles et nécessaires a été évaluée et certaines extrapolations ont été appliquées aux données afin de les arrimer aux besoins. De plus, des analyses statistiques ont été effectuées afin de vérifier la pertinence de développer différents EF pour différents sous-groupes de MNP (micro, nano, polystyrène, polyéthylène, autres types de polymères, forme sphérique et autres formes). Finalement, des EF sont générés avec leur incertitude respective et ces derniers sont analysés. Les résultats ont montré que le polystyrène et le polyéthylène dominent par leur présence dans les expérimentations testant l'écotoxicité des MNP, et que les EC50 sont trop peu nombreuses pour générer des EF, ce qui justifie l'extrapolation de NOEC et LOEC à EC50. Les analyses statistiques simples effectuées ne sont pas parvenues à démontrer la différence statistique en toxicité des différents sous-groupes de MNP testés, et suggèrent ainsi l'utilisation d'un seul EF pour représenter l'effet physique de la présence des MNP sur les écosystèmes aquatiques. Les intervalles de confiance des différents EF générés se sont avérés très étendues et rendent donc la distinction entre les différents EF impossible, ce qui laisse également entendre qu'il est préférable d'utiliser un seul EF pour l'ensemble des MNP pour le moment. En conclusion, ces travaux fournissent la première étape vers une évaluation adéquate de l'impact des MNP dans les milieux aquatiques. En conjonction avec le développement d'un modèle de devenir environnemental adéquat actuellement en élaboration, ce EF permettra de générer un facteur de caractérisation permettant de quantifier l'impact des MNP sur la qualité des écosystèmes en ACV. L'effet des additifs présents dans les plastiques ainsi que la capacité des plastiques à agir en tant que vecteur pour le transport d'autres polluants font également partie du travail qui reste encore à réaliser afin d'être en mesure d'évaluer correctement l'impact des MNP dans les océans.

Mots-clés : Analyse du cycle de vie, évaluation des impacts du cycle de vie, écotoxicité aquatique, microplastiques et nanoplastiques, débris marins, facteur d'effet.

INTRODUCTION

La problématique de la pollution du milieu marin par les déchets n'est pas un phénomène récent. En effet, en 1870, Jules Verne, dans son fabuleux roman *Vingt mille lieues sous les mers*, décrivait déjà comment les débris s'accumulaient dans les gyres (Bergmann *et al.*, 2015). La situation s'est cependant considérablement amplifiée depuis la deuxième moitié du vingtième siècle, et ce, principalement dû au fait que l'utilisation des plastiques à usage unique s'est fortement répandue en Occident d'abord, puis ailleurs.

Les chiffres sont plutôt parlants. En effet, la production de plastique est en constante hausse depuis le milieu du 20e siècle, passant d'environ 1,5 million de tonnes (Mt) en 1950 à un sommet de 359 Mt en 2018 (PlasticsEurope, 2006; PlasticsEurope, 2019). Ces quantités n'incluent pas les fibres de polytéréphtalate d'éthylène (PET), de polyamide (PA) et d'acrylique (PlasticsEurope, 2019). Lorsqu'on inclut l'ensemble des polymères présents sur le marché, la production annuelle dépasse les 400 Mt (Geyer *et al*., 2017). Les prévisions font état d'une production totale accumulée avoisinant les 33 milliards de Mt pour 2050. Si l'on cumule l'ensemble de ce qui a été générés historiquement jusqu'en 2015, il a été estimé qu'un total d'approximativement 6300 Mt de déchets plastiques ont été générés et qu'environ 79% de ceux-ci s'accumulent dans les sites d'enfouissement ou dans les milieux naturels (Geyer *et al.*, 2017). C'est donc une certaine fraction de tous ces déchets mis au rebut se retrouve dans le milieu marin. En fait, selon Jambeck *et al.* (2015), 1,75 à 4,62 % de la production mondiale totale qui termine dans les océans chaque année. La portion mal gérée des déchets plastiques, ayant la possibilité de se retrouver dans les océans, varie énormément en

fonction du pays où le déchet a été produit et du système de gestion des matières résiduelles en place dans ce dernier. Plus de 50% des plastiques marins proviendraient ainsi de quelques pays asiatiques, soit la Chine, l'Indonésie, les Philippines, le Vietnam et le Sri Lanka (Jambeck *et al.*, 2015). En 2010 par exemple, un total de 4,8 à 12,7 Mt de déchets plastiques se seraient retrouvés dans l'environnement marin (Jambeck *et al.*, 2015).

Ultimement, tous les plastiques présents dans l'écosystème marin subiront une dégradation photochimique ou mécanique et se transformeront ainsi en micro- et nanoplastiques (MNP). Considérant l'impact potentiellement négatif de ces nouveaux venus, ces informations sont alarmantes. Il est donc impératif d'utiliser les outils à notre disposition afin de mieux considérer l'impact de ces polymères et ainsi d'adresser cette problématique de façon concertée et efficace.

L'analyse de cycle de vie (ACV) est l'un des outils disponibles permettant d'évaluer l'impact environnemental d'un objet. Il s'agit en fait d'un outil de choix pour comparer l'empreinte environnementale de différents produits, procédés ou services, et ce sur l'étendue de leur cycle de vie (Jolliet *et al.*, 2010). Effectivement, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) a d'ailleurs reconnu l'ACV comme un outil pertinent pour une meilleure prise de décision de la part des décideurs. Pour appuyer les efforts de recherches entourant l'ACV, l' « Initiative Cycle de vie » (ICV) a été mise sur pied. Il s'agit d'un partenariat hébergé par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et qui a comme objectif de favoriser les avancées concernant la « pensée cycle de vie» auprès des décideurs et des législateurs (Life Cycle Initiative, 2019). Cela démontre bien tout l'engouement existant autour de l'ACV à l'échelle internationale.

Malgré cela, il importe de mentionner que l'ACV demeure un outil inachevé et en perpétuelle amélioration. En effet, les modèles et méthodes utilisés jusqu'à maintenant

ne prennent que peu ou pas en compte les impacts négatifs potentiels que peuvent occasionner les débris plastiques émis dans l'environnement sur les organismes vivants des milieux aquatiques. Cette situation a par ailleurs été adressée par la Déclaration de Medellín prononcée lors de la *Conferencia Internacional de Análisis de Ciclo de Vida en Latinoamérica (CILCA)* de 2017 (Sonnemann et Valdivia, 2017). Certaines critiques envers l'ACV ont également été soulevées à cet égard par les organisations environnementales (Schweitzer *et al.*, 2018). Ces circonstances ont sans doute favorisé la prise de conscience de la communauté scientifique et l'empressement à développer des méthodologies adéquates afin de maintenir la pertinence et la crédibilité de l'ACV.

En réponse, un nouveau groupe de travail international a été mis sur pied sous le partenariat PNUE/FSLCI (Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation) (Boulay *et al.*, 2019). Ce groupe, nommé MarILCA pour « Marine Impacts in Life Cycle Assessment » a comme objectif principal de coordonner l'ensemble de la recherche à effectuer sur l'enjeu des débris marins en ACV, avec une emphase sur les déchets plastiques pour la première phase. Les travaux de ce mémoire s'inscrivent ainsi dans le cadre de ce projet plus large.

CHAPITRE I

REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre s'attarde à poser les bases théoriques importantes et nécessaires pour la compréhension, la réalisation ainsi que l'opérationnalisation des travaux menés. L'ACV sera introduite, suivie de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV), une phase de l'ACV. En contraignant le sujet de plus en plus, la catégorie d'impact écotoxicité sera ensuite abordée. Puis, les plastiques ainsi que tous leurs particularités et attributs seront décrits afin d'être par la suite en mesure de saisir quelles informations sont factuellement disponibles dans les écrits académiques pour atteindre les objectifs de recherche du mémoire, générer des résultats ainsi qu'en effectuer une analyse probante. La particularité méthodologique de cette recherche est que la collecte de données s'effectue à même la revue critique de la littérature. Les données et informations amassées lors de cette première étape seront en effet utilisées pour générer les résultats. C'est donc dire qu'une partie de la revue de littérature s'inscrit dans la méthodologie.

1.1 L'analyse du cycle de vie

1.1.1 Concept général

L'idée à l'origine de l'ACV est que l'entièreté du fardeau environnemental d'un produit peut être évaluée, et ce de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie (Klöpffer, 1997). La première analyse d'impact environnemental ayant mis de l'avant la pensée cycle de vie aurait été réalisée par Henry E. Teasley Jr à la fin des années 1960, alors employé de Coca-Cola (Hunt *et al.*, 1996). Or, on reconnait depuis, les méthodes ont été améliorées et l'ACV a gagné en crédibilité auprès de la communauté scientifique et des décideurs. L'ACV est en premier lieu un outil d'aide à la décision particulièrement utile dans le domaine de l'environnement puisqu'elle permet de couvrir l'entièreté du cycle de vie d'un produit, bien ou service. Cette approche exhaustive est souvent qualifiée d'évaluation du « berceau à la tombe » puisqu'on cherche à mesurer l'impact du produit analysé en considérant l'ensemble des phases du cycle de vie. Par cette démarche, l'extraction des matières premières, la fabrication, l'assemblage, la distribution et la fin de vie, par exemple, sont toutes autant d'étapes qu'il est possible de prendre en compte dans l'écobilan effectué. La lunette de l'ACV est très utile pour éviter les déplacements d'impacts d'un lieu à un autre, d'une phase du cycle de vie à une autre, ou d'une problématique environnementale à une autre (Finnveden *et al.*, 2009).

L'ACV est maintenant encadrée par certaines normes ISO qui ont comme objectif d'établir une procédure standardisée dans sa réalisation. En effet, la norme ISO14044 fournit une ligne directrice concernant les quatre grandes étapes de l'ACV (International Organization for Standardization, 2006). Le développement des normes ISO encadrant l'ACV fut une étape importante dans la consolidation des procédures et méthodes de l'ACV. Il en résulte une pratique davantage reconnue et la standardisation apporte une validation renforcée et accentuée (Finkbeiner *et al.*, 2006).

1.1.2 Les étapes de l'ACV

Selon la procédure recommandée, l'ACV comporte quatre phases définies comme suit : 1- Définition des objectifs et du champ de l'étude, 2- Inventaire, 3- Évaluation des impacts (ÉICV) et 4- Interprétation (International Organization for Standardization, 2006). Dans la première phase, les objectifs de l'étude sont clairement définis en fonction du public cible. Les frontières du système analysé sont ensuite définies, c'est-à-dire qu'il est indiqué clairement quels procédés seront inclus, lesquels seront plutôt exclus et pour quelles raisons. Les flux de références sont établis et les paramètres clés sont identifiés. Puis, dans la deuxième phase, il est question de dresser un inventaire complet des intrants et sortants reliés à la production de notre bien ou service, et cela dans les limites préétablies. Par la suite, au cours de la troisième phase, celle qui nous intéresse davantage dans le cadre de ces travaux, il faut chercher à comprendre et évaluer l'importance et l'ampleur des impacts environnementaux d'un système de produits (Jolliet *et al.*, 2010). La quatrième et dernière phase porte sur l'analyse des résultats et des incertitudes, et tirera les conclusions appropriées.

1.2 Évaluation des impacts du cycle de vie

1.2.1 Concept général

La troisième étape de l'ACV, l'ÉICV se démarque des autres étapes puisque c'est à ce moment qu'on lie les substances émises ou extraites sur le cycle de vie du produit à l'empreinte environnementale occasionnée. L'ÉICV a vu le jour afin d'augmenter les possibilités d'interprétation de l'ACV alors qu'aucune quantification de l'impact n'était auparavant effectuée (Huppes et Curran, 2012). C'est au début des années 1990 que les premières méthodes d'évaluation des impacts sont apparues avec les méthodologies Swiss Ecoscarcity (Ahbe *et al.*, 1990) et CML 1992 (Heijungs *et al.*, 1992).

Aujourd'hui, plusieurs méthodes sont disponibles pour les praticiens (e.g. ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009), Impact 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003), Impact WORLD+ (Bulle *et al.*, 2019), TRACI (Bare, 2011), EDIP (Hauschild et Wenzel, 1998), etc. La Commission européenne a publié, en 2011, des recommandations quant au choix des méthodes à privilégier pour chaque catégorie d'impact (European Commission, 2011). Puis, plus tard, les efforts de GLAM (Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators) au sein de l'ICV ont permis de mettre à jour plusieurs de ces recommandations en considérant les avancées méthodologiques récentes (Frischknecht et Jolliet, 2016, 2019). Ces recommandations font office de lignes directrices pour la communauté scientifique de l'ACV.

Afin de bien saisir la portée et les objectifs de la présente recherche, il importe de préciser le cadre méthodologique utilisé dans l'ÉICV. Ainsi, lors d'une ACV, l'objectif est d'obtenir, à la fin de l'exercice, des scores d'impacts pour différentes catégories de problèmes ou de dommages, et ceci pour chaque substance ayant des impacts sur l'environnement. En effet, préalablement, lors de l'inventaire, les substances ou flux élémentaires qui ont des effets similaires sur l'environnement sont agrégés. Puis, ces valeurs agrégées sont multipliées par un facteur de caractérisation mesurant la contribution de ce flux à l'effet observé (voir Éq. 1, adaptée de Hauschild et Huijbregts, 2015). Ce facteur de caractérisation est à son tour représenté par le produit de trois sous-facteurs (voir Éq. 2, Hauschild et Huijbregts, 2015). L'un de ceux-ci est le EF (effect factor; facteur d'effet). C'est ce dernier qui caractérisera la fraction des espèces dans un écosystème affectée par l'exposition au polluant par exemple. Les autres facteurs, FF (fate factor; facteur de devenir) et XF (exposition factor; facteur d'exposition) représentent respectivement le facteur de devenir environnemental et le facteur d'exposition. Le premier traduit la fraction du polluant qui atteint le compartiment considéré, et le deuxième représente la fraction biodisponible pour les organismes du milieu.

Éq. 1 : $$S_{i,j,k,l} = Q_{i,k,l} \cdot CF_{i,j,k,l}$$

Où S est le score d'impact, soit la contribution du flux élémentaire *i* extrait à l'emplacement *k* ou émis dans le compartiment *l* à l'emplacement *k* au score d'impact de la catégorie d'impact *j;*
Q est la quantité de flux élémentaire *i* extraite à l'emplacement *k* ou émise dans le compartiment *l* à l'emplacement *k* (provient de l'inventaire);
CF est le facteur de caractérisation au sein de la catégorie d'impact *j* du flux élémentaire *i* extrait à l'emplacement *k* ou émis dans le compartiment *l* à l'emplacement *k.*

Éq. 2 : $$CF = FF \cdot EF \cdot XF$$

Où CF est le facteur de caractérisation
FF est le facteur de devenir;
XF est le facteur d'exposition;
et EF est le facteur d'effet.

Le FF est issu du modèle de devenir environnemental et décrit le comportement et la distribution du composé. Dans le cas des MNP, ce facteur pourrait par exemple représenter les différentes fractions de la décharge totale de MNP qui rejoignent les océans, s'accumulent sur les côtes, dérivent en haute mer, sont maintenues en flottaison, ou ont tendance à couler vers les fonds marins. Ces différents comportements seront probablement fortement influencés par la densité des différents polymères. Le XF cherche à représenter l'exposition des cibles dans le compartiment naturel affecté. Le EF représente quant à lui l'effet sur les cibles d'une exposition pour un certain impact.

La modélisation du mécanisme environnemental de la chaîne de cause à effet peut varier pour différentes catégories d'impacts. On distingue également des indicateurs de niveau problèmes et dommages, plus communément appelés respectivement midpoint

et endpoint. Les indicateurs «midpoint» se situent quelque part à un point intermédiaire sur la chaîne de cause à effet. Pour la catégorie d'impact *changements climatiques*, par exemple, l'indicateur «midpoint» pourrait être le forçage radiatif exprimé en nombre de kilogrammes équivalent CO_2 (kg eq. CO_2). D'autres catégories d'indicateurs orientés «midpoint» sont entre autres, l'eutrophisation aquatique, l'acidification aquatique, les effets respiratoires et la toxicité humaine (Jolliet *et al.*, 2003). Un indicateur «endpoint» se situe quant à lui plus loin sur ladite chaîne de cause à effet et prend donc en compte les dommages sur les aires de protection (AoP) (voir Figure 1.2; Damage on ecosystem health). Il est ainsi possible de comparer l'importance relative de différents indicateurs «midpoint» en évaluant leurs dommages respectifs sur des aires de protection telles que la santé humaine, la qualité des écosystèmes, les ressources et les changements climatiques et éventuellement de les agréger en score d'impact endpoint total sur ces AoP.

La figure phare de Impact World+, la plus récente méthode d'ÉICV, témoigne de l'envergure de l'ÉICV (Figure 1.1). Toutes les catégories problèmes et dommages y sont représentées. La catégorie «freshwater ecotoxicity» (écotoxicité dulcicole) s'y retrouve sous les indicateurs «midpoint» et «enpoint» à défaut de la catégorie écotoxicité marine.

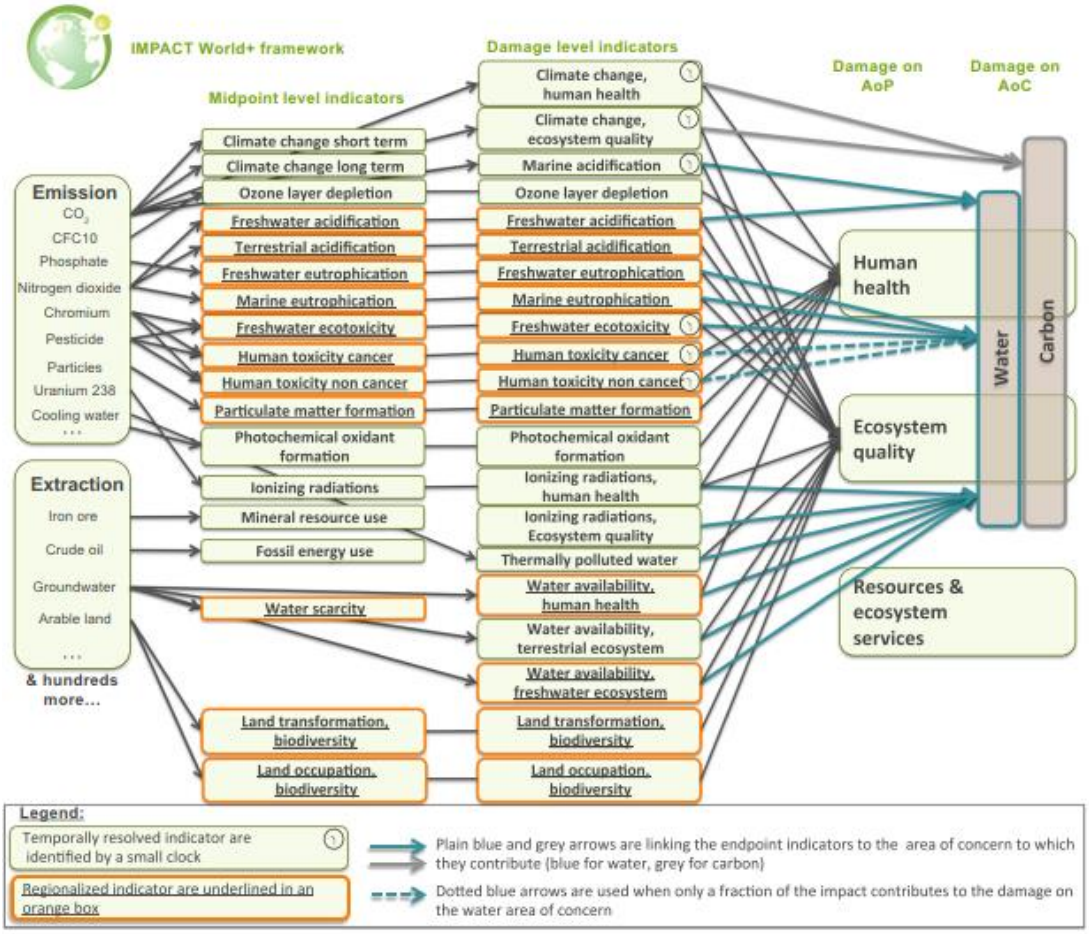


Figure 1.1 Cadre méthodologique de la méthodologie d'ÉICV Impact World +. Tiré de Bulle *et al*. (2019).

1.2.2 Écotoxicité en ÉICV

Pour la catégorie écotoxicité, qui affecte seulement l'AoP de la qualité des écosystèmes, le EF représente la fraction d'espèce affectée par une exposition à un certain polluant dans un certain compartiment. Le XF prend alors une valeur de 1 puisqu'on travaille avec des concentrations-réponses et non des doses-réponses comme pour la catégorie d'impact toxicité humaine. On peut donc en quelque sorte laisser tomber le XF puisqu'il ne modifie pas le CF pour la catégorie d'impact qui nous intéresse. Pour

certaines catégories d'impacts, dont celles de l'écotoxicologie terrestre et aquatique entre autres, un quatrième facteur est considéré lors du développement du facteur de caractérisation lorsque modélisé jusqu'au dommages (voir Éq. 3, Hauschild et Huijbregts, 2015). Il s'agit du facteur de sévérité (SF). Ce dernier exprime la sévérité de l'effet auquel est soumise la proportion des organismes affectés. Il serait ainsi théoriquement possible de distinguer un effet mortel d'un effet sublétal par exemple, puisque ceux-ci n'ont évidemment pas du tout le même impact sur l'écosystème. Cependant, les principales méthodologies d'ÉICV font des approximations assez grossières à propos du SF. En effet, le SF est normalement utilisé pour passer des unités PAF (Potentially Affected Fraction of species; fraction d'espèces potentiellement affectées), unité utilisée pour la modélisation au niveau «midpoint», à PDF (Potentially Disapeared Fraction of species; fraction d'espèces potentiellement disparues), qui elle est plutôt utilisée pour évaluer l'impact au niveau dommages. Pour ce qui est de la conversion, dans IMPACT 2002+ et IMPACT WORLD +, par exemple, on utilise : PDF = PAF/2, en assumant que 50% des espèces affectées vont disparaître de l'écosystème en question (Bulle *et al.*, 2019 ; Jolliet *et al.*, 2003). Pour ReCiPe, on assume plutôt que PAF = PDF (Hauschild et Huijbregts, 2015). La chaîne de cause à effet modélisée en écotoxicologie est représentée dans la Figure 1.2.

Éq. 3 : $$\boldsymbol{CF = FF \cdot XF \cdot EF \cdot SF}$$

Où CF est le facteur de caractérisation;
FF est le facteur de devenir;
XF est le facteur d'exposition;
EF est le facteur d'effet;
SF est le facteur de sévérité.

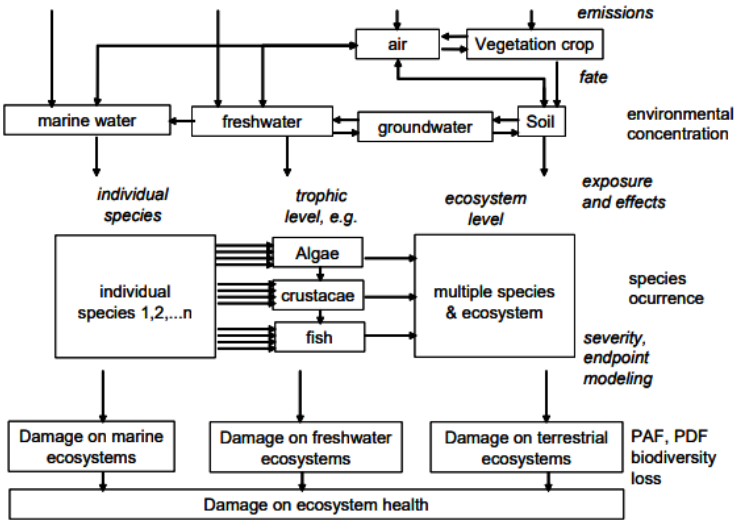


Figure 1.2 Représentation schématique de la chaîne de cause à effet modélisée en écotoxicologie. Tirée de EC-JRC (2011).

Le ILCD (International reference Life Cycle Data system) Handbook ainsi que le Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators (GLAM) recommandent actuellement l'utilisation du modèle de USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008) pour ce qui est de la caractérisation midpoint de l'écotoxicologie dulcicole (EC-JRC, 2011). Cependant, aucune méthode n'est recommandée de manière consensuelle pour le passage du midpoint au endpoint ni pour les milieux terrestre et marin. Les méthodes actuelles ne sont pas suffisamment matures pour être utilisées, et ce même de façon intérimaire (EC-JRC, 2011).

La cohérence entre les différentes catégories d'impacts est primordiale et les nouvelles méthodes développées (e.g. IMPACT World+) mettent cette caractéristique de l'avant dans leurs approches (Bulle *et al.*, 2019). Le travail effectué dans le cadre cette recherche sera donc cohérent avec les méthodes existantes.

1.2.3 Le facteur d'effet écotoxique

Historiquement, les approches utilisées en ACV sont issues de l'évaluation des risques environnementaux. Le facteur d'effet écotoxique a donc suivi la même tendance. Ainsi, les méthodes d'ÉICV CML (Guinée *et al.*, 2002) et EDIP (Hauschild et Wenzel, 1998) optaient pour des méthodes basées sur la PNEC (Predicted No Effect Concentration; concentration prédite sans effet: concentration qui marque la limite à laquelle aucun effet ne sera observé). Il s'agissait d'une approche conservatrice, dans laquelle l'emphase était mise sur les espèces les plus sensibles, comme en évaluation des risques, puisque la PNEC représente la concentration la plus élevée à laquelle il n'y a toujours pas d'effet observable sur l'espèce la plus sensible à laquelle on applique un facteur d'évaluation de sécurité. Ce dernier facteur a comme rôle de créer une marge de manœuvre prenant en compte l'incertitude de l'évaluation écotoxicologique. Puis, la pratique s'est davantage regroupée autour de l'utilisation de $HC5_{NOEC}$ (Hazardous Concentration 5%) qui représente la concentration à laquelle 5% des espèces sont affectées au-delà de leur NOEC (No Observed Effect Concentraton; concentration sans effet observé : concentration la plus élevée à laquelle aucun effet n'a été observé) qui, elle, représente la concentration la plus haute à laquelle aucun effet n'a été observé. Cette façon de faire permet de mieux prendre en considération l'écosystème dans son ensemble, et demeure une approche conservatrice qui vise à protéger les espèces sensibles.

Ces deux approches ont cependant été critiquées, car elles n'offrent pas vraiment de stabilité et sont très dépendantes des espèces les plus sensibles testées. Par exemple, pour une substance qui est connue depuis longtemps, la recherche se penchera un jour ou l'autre sur une espèce très sensible (Payet, 2004). Cela entrainera donc les facteurs de caractérisation vers le haut, ce qui ne représente pas nécessairement la vraie sensibilité de l'écosystème à la substance étudiée. Henderson *et al.* (2011) ont montré

l'influence que possède la présence ou l'absence d'espèces sensibles sur la PNEC en comparaison avec le HC50 (Hazardous Concentration 50% : concentration à laquelle 50% des espèces testées sont exposés au-delà d'un indicateur a). En fait, en ACV, l'objectif n'est pas de protéger les espèces vulnérables ou le biome dans l'ensemble, comme ce serait le cas en évaluation des risques. Il s'agit plutôt d'obtenir une estimation fiable de la sensibilité du compartiment considéré dans un contexte comparatif (on ne veut pas protéger une espèce, on veut prédire de manière fiable que A a moins d'impact que B).

Ainsi, en écotoxicologie, l'impact d'une substance peut également être décrit en utilisant des courbes Concentration – Réponse permettant de définir des EC50 (Effect Concentration 50%; concentration efficace médiane: concentration à laquelle un effet est observé sur 50% des individus d'une population exposée) ou LC50 (Lethal Concentration 50%; concentration létale médiane: concentration à laquelle la mort est observée chez 50% des individus d'une population exposée) lorsque l'effet observé est la mort. La $HC50_{EC50}$ est quant à elle utilisée pour décrire la concentration à laquelle 50% des espèces sont exposées à une concentration supérieure à leur EC50 et permet donc de représenter l'écosystème dans son ensemble (voir Figure 1.3) (Payet, 2004). C'est donc cette approche qui est mise de l'avant dorénavant dans les modèles de USEtox, faisant actuellement consensus au sein de la communauté scientifique ACV (Rosenbaum *et al.*, 2008). Cette pratique offre évidemment des avantages. Elle permet d'être en mesure de caractériser un nombre bien plus important de substances, car l'indicateur EC50 est la mesure la plus rapportée autant pour les données aigües que chroniques (Payet, 2004). De plus, il s'avère que la EC50 est plus stable que ses rivales comme la NOEC (concentration sans effet observé), PNEC (concentration prédite sans effet) ou LOEC (concentration minimale avec effet observé) qui sont grandement influencées par le nombre de concentrations testées. Toutefois, ces avantages sous-tendent évidemment aussi quelques inconvénients. Par exemple, en utilisant un indicateur moyen comme la HC50 calculée à partie de EC50, l'unité PAF perd en

quelque sorte son sens puisqu'on mesure en fait la proportion d'espèces affectées au-delà de leur EC50 (ou même LC50), et non pas tout juste commençant à être affectées. C'est donc dire qu'avec cette pratique, l'impact écotoxique est souvent plus grand en réalité que ce qui est modélisé en ÉICV. C'est entre autres pour cette raison que les recommandations de la « UNEP/SETAC Task Force 2018 » proposent de dorénavant appuyer la modélisation sur des concentrations plus près des concentrations environnementales réelles et donc d'utiliser plutôt la $HC20_{EC10}$ dans la catégorie d'impact écotoxicité (Fantke *et al.*, 2019). Ces recommandations n'étant pas appliquées pour le moment, les recherches menées dans le cadre de ce mémoire se plieront plutôt aux pratiques actuelles en se basant sur la $HC50_{EC50}$.

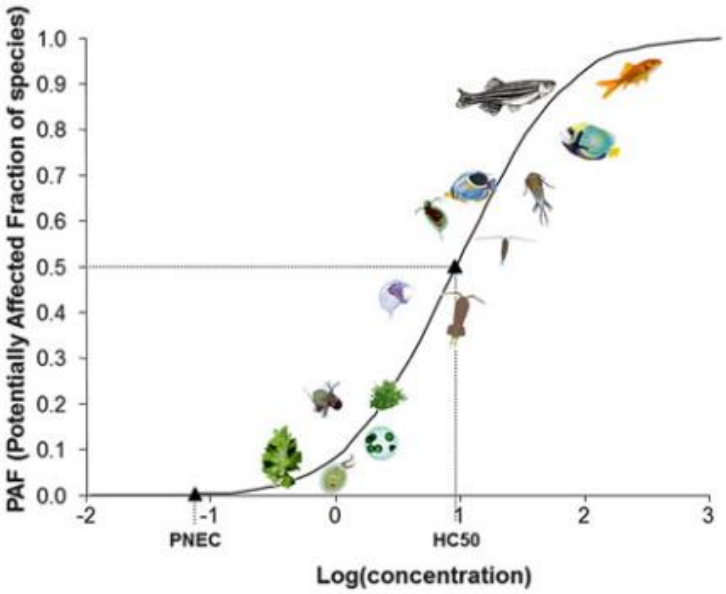


Figure 1.3 Représentation graphique du HC50 grâce à une SSD.
Tirée de Hauschild et Huijbregts (2015).

De plus, dans USEtox, la priorité est donnée aux données chroniques plutôt qu'aigües (Rosebaum *et al.*, 2008). Il apparait évident que les données chroniques sont celles qui reflètent davantage les conditions réelles d'exposition des organismes dans le milieu naturel. Lorsque de telles données ne sont pas disponibles, un ratio aigu / chronique (ACR; Acute to Chronic Ratio) peut être utilisé afin de rendre utilisables les données aigües (Rosenbaum *et al.*, 2008).

La cohérence entre les modèles d'impact est primordiale. Ainsi, le travail présenté ici abordera en ce sens les modèles déjà développés et utilisera les mêmes approches que celles sur lesquelles il y a actuellement un consensus.

Selon ces approches adressant le milieu dulcicole, le EF écotoxicologique d'un composé chimique est calculé comme suit (Hauschild et Huijbregts, 2015; Henderson *et al.*, 2011) :

Éq. 4 : $$\boldsymbol{EF = \frac{0.5}{HC50}}$$

Où EF est le facteur d'effet;
HC50 est la concentration hasardeuse médiane.

Le HC50 est obtenu en utilisant la EC50 par espèce respectivement :

Éq. 5 : $$\log HC50 = \frac{1}{n_s} \cdot \sum_s \log EC50_s$$

Où HC50 est la concentration hasardeuse médiane;
EC50 est la concentration efficace médiane;
n est le nombre d'espèces;
s est une espèce.

De tels facteurs sont donc nécessaires afin d'être en mesure d'intégrer l'information à l'ACV. Des données de ce type sont celles recherchées de prime abord. Cependant, de telles informations peuvent s'avérer manquantes et ne pas être disponibles dans la littérature scientifique. Dans ce cas, les données disponibles sont utilisées et extrapolées de manière à pouvoir être utilisées par ces approches.

Les écosystèmes d'eaux douces sont généralement décrits en utilisant au moins trois différentes espèces provenant de trois différents niveaux trophiques (Hauschild et Huijbregts, 2015) ou de trois différents phyla (Henderson *et al.*, 2011; Payet, 2004; Rosenbaum *et al.*, 2008). Par souci de cohérence, ces considérations devront être prises en compte dans tout développement de modèle ainsi que lors de la collecte de données.

1.3 Limites et réflexions à propos de l'ÉICV appliquée aux débris plastiques

L'ACV n'est pas exempte de limitations. À vrai dire, l'objectif de l'ACV est fort ambitieux. Afin d'y parvenir, certains raccourcis se doivent d'être empruntés (Jolliet *et al.*, 2015) et ceci est particulièrement vrai dans les modèles utilisés dans l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV). La modélisation, par essence, agit comme une simplification de la réalité dans le but de la reproduire utilitairement. La citation célèbre de George E.P. Box : « All models are wrong », nous rappelle ici que tous les modèles sont faux (Box, 1976). Ceci n'empêche cependant pas que certains soient très utiles.

Une limite à garder en tête provient également de l'imperfection des analyses de toxicité qui sont utilisées en ÉICV pour générer des indicateurs d'impact. Tel que souligné par Phuong *et al.* (2016), il existe certaines incongruités entre les MP testés en laboratoire et ceux qu'on retrouve dans le milieu naturel. En effet, la plupart des expérimentations toxicologiques sont effectuées à partir de polymères vierges provenant directement du manufacturier. Dans la réalité les MP auxquels sont soumis

les organismes marins ont subi un phénomène de vieillissement et ont pu absorber ou adsorber certains polluants, ce qui engendrerait une toxicité accrue (Andrady, 2011). Certains additifs sont également utilisés lors de la fabrication des plastiques afin d'obtenir certaines caractéristiques particulières (Teuten *et al.*, 2009). Dans le cadre de l'ACV, ces enjeux sont très importants., puisqu'on cherche à évaluer l'impact potentiel de l'entièreté du produit utilisé sur le marché.

La question de savoir si lors de l'ÉICV, les impacts associés à ces autres composés seront assignés à ceux-ci ou aux MP demeure. De plus, la quasi-totalité des études toxicologiques faisant intervenir les MP le font en utilisant un seul type de polymère (Jeong *et al.*, 2016; Lee *et al.*, 2013; Rehse *et al.*, 2016). Cela ne reflète évidemment pas la réalité de l'environnement naturel. Dans les océans du monde, une mixité de types, de tailles et de formes de polymères se côtoie et agit de concert sur les organismes vivants du milieu. Un EF développé à partir de travaux toxicologiques ne prenant pas en compte ces caractéristiques devra donc être transparent sur ces enjeux.

Il peut donc y avoir deux types d'impacts associés à la présence de plastiques dans les écosystèmes marins. Un premier effet est causé par la présence physique des débris et un deuxième type est plutôt occasionné par la toxicité des additifs ajoutés aux plastiques et des autres polluants qui pourraient être transportés par ces polymères. C'est pourquoi, dans le cadre méthodologique développé par MarILCA (Figure 2.1) (Woods *et al*., soumis), ces deux voies d'impact sont identifiées. Le travail ici présenté se penchera sur le premier type d'effet spécifiquement provoqué par les MNP.

1.4 Les plastiques

1.4.1 Généralités

Le terme « plastique » est utilisé pour décrire une sous-catégorie de matériaux synthétiques ou semi-synthétiques appelés polymères (GESAMP, 2015). Les polymères sont, par définition, constitués sous forme d'une chaîne d'une série de plus petites structures nommées monomères. Ils ont ainsi habituellement une grande masse moléculaire compte tenu justement de cette répétition de structures. C'est également cette structure particulière qui donne aux plastiques leur flexibilité et leur robustesse, deux caractéristiques appréciées de l'industrie. Il existe plusieurs types de plastiques, mais le marché est dominé par six grandes classes, soit le polyéthylène (PE, basse et haute densité), le polypropylène (PP), le polychlorure de vinyle (PVC), le polystyrène (PS, incluant le polystyrène expansé, EPS), polyuréthane (PUR) et le poly téréphtalate d'éthylène (PET) (GESAMP, 2015).

Les premiers plastiques semi-synthétiques, comme le PS et le PVC ont été découverts au 19e siècle, mais leur structure rigide et fragile du temps les rendait peu propices à la commercialisation. Cependant, ceci a changé en 1909 lorsqu'un nouveau polymère complètement synthétique a fait son apparition sous le nom de Bakélite (Hammer *et al.*, 2012). Les plastiques sont des composés organiques, tout comme le bois, le papier, ou la laine (PlasticsEurope, 2019). Leur fabrication est dans la plupart du temps effectué à partir de combustibles fossiles, mais la biomasse peut également être utilisée comme matière première (GESAMP, 2015).

Malgré leur mauvaise presse, et l'image négative souvent associée aux plastiques, ces matériaux continuent d'offrir des avantages considérables dans plusieurs domaines. En effet, leur faible masse permet de diminuer les coûts de transport de beaucoup de produits, et conséquemment, de limiter les émissions de gaz à effet de serre provenant

de ce secteur (Andrady et Neal, 2009). Pilz *et al.* (2005) ont démontré que la substitution du plastique par d'autres matériaux offrant un service comparable entrainerait une hausse de 56% des émissions de gaz à effet de serre sur tout le cycle de vie. Toutefois, certains défis demeurent et plusieurs critiques ont attiré l'attention sur les problèmes associés à la fin de vie des produits plastiques.

1.4.2 Déchets plastiques et milieu marin

Les mêmes attributs qui ont contribué à étendre l'usage des plastiques à plusieurs secteurs en font également une menace potentielle à la préservation des milieux naturels. La grande durabilité qui les caractérise rend ces polymères très résistants à la dégradation, et apporte ainsi avec elle son lot de problèmes quant à la gestion de ce type de déchets. À ce titre, les océans agissent comme un immense réservoir où s'accumulent des tonnes de rebuts. Les courants marins provoquent par la suite le rassemblement d'une grande partie de ces grandes quantités de matières dans les gyres subtropicales (Eriksen *et al.*, 2013; Goldstein *et al.*, 2013; Law *et al.*, 2010; Law *et al.*, 2014). Les baies, golfes, mers et côtes sont tout autant de lieux où les débris peuvent également se regrouper (Collignon *et al.*, 2012; Hinosa et Thiel, 2009; Reisser *et al.*, 2013). Il a été estimé en 2014 qu'un total d'au moins 5,25 billions ($5{,}25 \times 10^{12}$) particules de plastiques sont présents dans les océans du monde et que 92,4% de ce nombre serait des particules de petite taille (moins de 5mm de diamètre) (Eriksen *et al.*, 2014).

Les conséquences écologiques et sociétales d'une telle accumulation de déchets ont été revues à maintes reprises (Bergmann *et al.*, 2015; Derraik, 2002) et ne font plus de doutes. Une autre facette de la problématique a toutefois émergé un peu plus tard dans la littérature scientifique : les microplastiques (MP).

1.5 Les micro- et nanoplastiques

1.5.1 Généralités

Les MP sont des petits fragments de plastiques dont la première mention dans la littérature scientifique remonte au début des années 1970 (Carpenter et Smith, 1972; Carpenter *et al.*, 1972). Actuellement, aucun consensus n'existe sur la définition exacte de ces particules, et ce spécialement pour ce qui est de l'intervalle de tailles qui les compose. Toutefois, dans l'objectif de parvenir à un consensus, Frias et Nash (2019) ont récemment proposé une définition. En examinant l'ensemble des définitions proposées, les auteurs en viennent à suggérer celle-ci :

> « Les microplastiques sont toute particule solide ou matrice polymère de forme régulière ou irrégulière et ayant une taille allant de 1 µm à 5 mm, d'origine manufacturière primaire ou secondaire, qui sont insolubles dans l'eau ».

Pour les nanoplastiques (NP), la taille généralement admise est entre 1 nm et 1 µm. Comme la définition l'indique, deux types de microparticules de plastiques sont distingués. Les MP dits primaires sont fabriqués industriellement tels quels souvent sous forme de microbilles de différentes tailles présentes dans les produits de soins corporels comme agents exfoliants (Fendall et Sewell, 2009; Leslie, 2014), certains procédés de sablage industriel (Sundt *et al.*, 2014) ou en tant que granules de plastiques entrant dans la fabrication de produits plastiques de plus grandes tailles (Browne *et al.*, 2011). Les MP secondaires sont plutôt des fragments issus principalement de l'altération de plus grandes parties due à l'abrasion provoquée par les vagues et la dégradation photochimique par exemple (Andrady, 2011 ; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). L'abrasion mécanique résultante de l'utilisation de pneus pour le transport routier est également une source importante de microparticules de caoutchouc (Sundt *et al*., 2014), considéré comme un type de plastique.

1.5.2 Les MNP, et le milieu marin

Les quantités de MNP actuellement présentes ou qui seront appelés être présentes dans les milieux marins dans le futur sont astromiques si on considère que tous les débris qui atteignent les océans peuvent ultimement être fragmentés en MNP. Ce qui rend ces débris uniques, par comparaison avec les macroplastiques, est le fait que ceux-ci sont en mesure d'être ingérés par la totalité ou presque des organismes marins et dulcicoles étant donné leur petite taille, et qu'ils ont également le potentiel d'être accumulés et transférés entre différents niveaux trophiques via la simple consommation d'un autre organisme contaminé (Andrady, 2017; Farrell et Nelson, 2013). En effet, les différentes densités, formes, et attributs des polymères présents sur le marché permettent une distribution élargie des MP dans la colonne d'eau. Les plages et les sédiments des fonds marins sont également contaminés (Claessens *et al.*, 2011) rendant vulnérables à la fois les espèces benthiques et pélagiques. L'ensemble des océans de la planète sont touchés par ce type de pollution, et ce même dans les régions éloignées telles que l'Antarctique (Barnes *et al*., 2009).

De plus, ces petites particules peuvent agir comme vecteur permettant le transfert de molécules plus toxiques telles que les PBDEs (polybromodiphényléthers), le nonylpénol ou le triclosan (Browne *et al.*, 2007; Cole *et al.*, 2011; Mato *et al.*, 2001). Cet aspect de la problématique pourrait s'avérer le cœur du problème si ces molécules présentent une toxicité plus grande que celle du polymère en lui-même.

1.5.3 Écotoxicologie des MNP

1.5.3.1 État des connaissances

Plusieurs recherches ont été menées afin d'évaluer la toxicité des MNP sur différents organismes représentant la diversité biologique du milieu marin. La présente section fera la recension d'une grande proportion de la littérature adressant ces enjeux tout en

mettant l'emphase sur les articles qui ont produit des données pertinentes dans le cadre de ce projet.

Lee *et al.* (2013) étaient parmi les premiers à établir une concentration seuil à partir de laquelle on pouvait observer un effet des MP sur un organisme marin. Ils ont exposé des groupes de copépodes *Tigriopus japonicus* à différentes concentrations de microbilles de polystyrène de tailles variant entre 0,05 et 6 µm. Ces tailles de particules représentent à la fois les MP et les NP. Des tests de toxicité aigus et chroniques furent effectués. L'exposition chronique, qui nous intéresse, a affecté la survie des individus et ceci de manière différente en fonction de la taille des particules utilisées et de si c'était la première génération d'individus exposés ou la deuxième. En fait, seulement les particules de 0,05 et 0,5 µm ont affecté la survie des individus. Celles considérées comme des MP (6 µm) n'ont pas modifié les taux de survie. Cependant, l'exposition aux MP a provoqué un effet sur la fécondité, de manière légèrement différente pour les individus des premières et deuxièmes générations. Les concentrations utilisées lors des tests aigus étaient de 0, 6, 13, 31, 63, 187, 250 et 313 µg/mL et de 0, 0.125, 1.25, 12.5, et 25 µ g/mL pour les tests chroniques. Les résultats de ces recherches semblent donc démontrer un effet accru des particules de taille plus petite.

Une autre équipe a plutôt utilisé un amphipode comme organisme modèle (Au *et al.*, 2015). Plusieurs groupes de crustacés *Hyallela azteca* ont été exposés à des microparticules de PE (10-27 µm) et de PP (20-75 µm). Des tests aigus de 10 jours ont montré une augmentation dose-dépendante de la mortalité pour les particules de PE et de PP à des concentrations allant de 10 à 100 000 particules/mL pour le PE et de 22,5 à 90 particules/mL pour le PP. Ainsi, la LC50 est de 46 000 et 71 particules/mL pour le PE et le PP, respectivement. Pour ce qui est des expositions chroniques allant jusqu'à 42 jours, l'expérience a montré une relation dose-dépendante de la croissance et de la concentration en PP, mais aucun effet des particules de PE.

Par la suite, une deuxième équipe sud-coréenne, celle de Jeong *et al.*, (2016) a exposé des Rotifères à différentes concentrations de microbilles de PS de tailles 0,05, 0,5 et 6 µm. Les particules de 0,05 µm ne se démarquent pas par une toxicité beaucoup plus grande que les autres. Dans cette expérience, les auteurs mettent de l'avant le fait qu'ils considèrent les plus petites particules comme étant des NP alors que les deux autres diamètres sont plutôt considérés comme des MP. Les MP de 6 µm n'ont aucun effet sur la fécondité et la durée de vie des groupes exposés, et ce à toutes les concentrations testées, soit de 0,1 à 20 µg/mL. Un léger effet d'une exposition à cette taille de particules est observé sur la croissance de la population à 20 µg/mL. C'est pour cette raison que Besseling *et al.*, 2019 rapporte une LOEC de 20 µg/mL pour les microparticules de 6 µm en se référant à Jeong *et al.*, (2016).

Les producteurs primaires sont des maillons importants des écosystèmes marins. Zhang *et al.* (2017) ont exposé des groupes de Diatomées, des microalgues unicellulaires à diverses concentrations de MP afin d'évaluer l'impact potentiel de ces polymères sur les producteurs primaires marins. Le polymère utilisé était le PVC, divisé en deux sous-groupes, le premier composé de particules d'une taille moyenne de 1 µm et l'autre de 1mm de diamètre. Les groupes ont été exposés à des concentrations de 0, 1, 5, 10 et 50 mg/L de ces MP. L'exposition, d'une durée maximale de 96 heures, permet ainsi de mesurer la toxicité aigüe du PVC. Les résultats obtenus démontrent un effet des MP sur la densité de Diatomées après exposition. Cet effet toxique montre une relation dose-réponse qui pourrait être utilisée dans cette recherche afin de calculer une EC50 pour cette espèce et ce polymère. La densité des individus est un paramètre qui équivaut à l'abondance, ce qui est un indicateur biologique très pertinent.

La daphnie est un petit crustacé d'eau douce abondamment utilisé comme modèle en écotoxicologie. Certaines études ont ainsi soumis cette espèce à une exposition aux MP. Ainsi, Ogonowski *et al.* (2016) ont exposé pendant 21 jours certains groupes de *Daphnia magna* à des concentrations allant de 10^2 à 10^5 particules/mL de MP primaires

(1-5 µm, type de plastique inconnu) et secondaires (2,6 µm, PE). L'aspect intéressant de cet article réside dans l'utilisation de concentration équivalente de particules d'origine naturelle, l'argile kaolin, comme contrôle. Les auteurs proposent aussi des EC50 concernant les impacts sur la reproduction dans les informations supplémentaires. En somme, l'effet d'une exposition aux MP rapporté dans ce papier est une mortalité accrue des groupes exposés à de fortes concentrations de MP secondaires ainsi qu'un effet sur l'alimentation des deux types de particules, encore une fois à une concentration très élevée (2,25 x 10^5 particules/mL) (Ogonowski *et al.*, 2016).

La même année, Rehse *et al.* (2016) ont également utilisé l'organisme modèle *Daphnia magna* afin d'évaluer la toxicité aigüe de microparticules de PE. Les particules utilisées étaient classées en deux catégories. La première contenait des plastiques de 1-4 µm alors que la deuxième comportait des particules de plus grande taille avec 90-106 µm. Les concentrations utilisées étaient de 12,5, 25, 50, 100 et 200 mg/mL. L'indicateur biologique pour lequel une EC50 a été calculée est l'immobilisation après 96 heures d'exposition aux particules de 1-4 µm. La EC50 est de 57,43 mg/L. Les autres durées d'exposition (24, 48 et 72 heures) n'ont pas suffisamment eu d'effet sur les groupes exposés. Il était donc impossible de calculer une EC50 avec ces données. L'immobilisation est un indicateur recommandé dans USEtox (Fantke *et al.*, 2019). Les MP de tailles supérieures utilisés dans l'expérimentation n'ont pas montré d'effet dépassant les 10% d'immobilisation, et ce pour toutes les concentrations, peu importe le temps d'exposition. Les plus petites particules semblent ainsi causer davantage d'effets à *Daphnia magna*.

En 2013, Cole *et al.* (2013) ont publié une recherche très complète sur l'ingestion de microparticules de PS par le copépode *Centropages typicus* du phylum des arthropodes. L'expérimentation a su montrer que ces petits crustacés ingéraient les microbilles de 7,3 µm et qu'il existait une relation dose-réponse entre la concentration en MP de cette taille dans le milieu et le taux d'ingestion de microalgues présentes dans le milieu. Les

plus grosses particules (20,6 µm) n'ont pas démontré d'impact sur le taux d'ingestion du copépode testé. Cela laisse une fois de plus présager que les MP de plus petit diamètre sont en mesure d'impacter de manière plus importante certaines espèces clés des milieux marins. Plusieurs concentrations ont été utilisées et puisqu'une relation dose-réponse a été démontrée, il serait possible, en obtenant les données exactes, qui ne sont pas disponibles dans l'article, de calculer une EC50, ce qui servirait à cette recherche-ci. Everaert *et al.* (2018) propose une NOEC de 2000 particules/mL en citant cette étude. Il pourrait ainsi être possible de comparer une EC50 extrapolée à partir de cette NOEC, en utilisant les facteurs proposés par Payet (2004) avec une EC50 calculée à partir des données d'origine s'il est possible de les obtenir auprès de l'auteur.

Ensuite, deux années plus tard, Cole *et al.* (2015) ont utilisé le même type de polymère, soit le PS, pour représenter les microbilles présentes dans les produits de soins corporels. Ainsi, différents groupes de copépodes (*Calanus helgolandicus*) ont été exposés à une concentration de 75 microbilles de 20 µm de diamètre/mL. Un effet de cette concentration est observé sur la reproduction de l'espèce exposée. Cet effet observé, pour la seule concentration testée, est traduit par Besseling *et al.* (2019) comme étant une LOEC de 75 particules/mL.

L'huitre *Magallana gigas* exposée à des microparticules de PS (2 et 6 µm) a montré un nombre significativement inférieur d'ovocytes produits par les femelles exposées (Sussarellu *et al.*, 2016). Le diamètre moyen des ovocytes était également diminué chez les femelles exposées. Du côté des mâles, c'est la vélocité du sperme qui s'est révélé réduit chez les individus exposés. Ces observations sont intéressantes considérant la pertinence reproductive des indicateurs analysés. Pour ajouter à cela, la consommation d'algues et la capacité d'absorption de la matière organique via l'alimentation ont augmenté pour les huitres exposées. Cela suggère un mécanisme de compensation dans l'alimentation.

Martínez-Gómez *et al.* (2017) ont quant à eux exposé des gamètes femelles et du sperme d'oursins violets (*Paracentrotus lividus*) à trois concentrations de microparticules de PS de 0 à 80 µm de diamètre, soit 10^3, 10^4 et 10^5 microsphères/mL. Dans les deux autres parties de l'expérimentation, des particules de HDPE ont également été utilisées, en parallèle avec le PS. Afin d'évaluer l'effet du vieillissement de ces mêmes particules sur leur toxicité, ils ont ajouté ce facteur à leur expérimentation. Cela était simplement effectué en ajoutant un traitement de vieillissement qui consistait en une période de latence de 30 jours des solutions tests sous des conditions normales ambiantes préalablement à la période d'exposition. La toxicité de lixiviat des deux types de polymères a également été évaluée en utilisant l'embryotoxicité comme paramètre. Pour la première partie, les résultats montrent un effet de l'exposition au PS sur le taux de fertilisation. La fertilisation était ainsi moins fructueuse pour les trois concentrations utilisées sans toutefois démontrer de relation dose-réponse. Ensuite, les lixiviats s'avèrent plus toxiques que les solutions contenant des microparticules indépendamment de si elles ont été soumises à un temps de vieillissement, et ce même si les informations fournies par les fabricants des MP utilisés ne font part d'aucun additif. L'explication fournie par les auteurs stipule ainsi que la toxicité accrue des lixiviats proviendrait soit de monomères n'ayant pas été liés aux autres, soit d'additifs utilisés pendant le processus de fabrication, même si le fournisseur n'en fait pas mention.

Pour continuer avec les Échinodermes, Nobre *et al.* (2015) ont également exposé des embryons d'oursins (*Lytechinus variegatus*) à des microparticules. Cette équipe a utilisé le PE comme matériel vierge, ainsi qu'un assemblage inconnu de MP récoltés dans la baie de Santos au Brésil. Les résultats ne cette recherche ne sont pas les plus pertinents dans le cadre de mes recherches puisque la concentration d'exposition n'est pas mentionnée. Toutefois, certaines observations demeurent intéressantes d'un point de vue général. La toxicité des microparticules dites vierges s'est révélée être plus importante que celle des MP collectés dans le milieu naturel. Ceci peut aller à

l'encontre de l'idée généralement admise selon laquelle les MP présents dans le milieu naturel pourraient présenter davantage de toxicité étant donné leur sorption de certains polluants organiques persistants (POP) (Andrady, 2011).

Les échinodermes semblent donc présenter une sensibilité à la toxicité des MP pendant la phase embryonnaire, et ce particulièrement en ce qui a trait aux lixiviats de polymères et non aux particules elles-mêmes (Martínez-Gómez *et al.*, 2017; Nobre *et al.*, 2016). Dans le même ordre d'idée, Li *et al.* (2016) ont également mis au point une expérimentation ayant comme objectif de déterminer la toxicité des lixiviats de plastiques. On ne traite pas ici nécessairement de MP puisque lesdites particules ne se retrouvent pas dans les solutions auxquelles les organismes sont exposés. Ceci met cependant en lumière les effets différents que semblent avoir les additifs et les polymères eux-mêmes. Cela est tout à fait pertinent dans le cadre de la méthodologie de l'ÉICV associée aux plastiques et au cadre de travail présenté par MarILCA, qui sépare d'ailleurs les deux types d'effets (Woods *et al.*, soumis).

Pour les nanoplastiques, plusieurs recherches ont également démontré certains impacts pouvant être associés à une exposition plus ou moins prolongée de ces particules. Par exemple, Rist *et al.*, (2017) ont montré un effet sur l'alimentation de *Daphnia magna* d'une exposition aiguë (24 heures) de nanosphères de PS de 168 nm de diamètre à partir d'une concentration de 1 mg/L. Une exposition prolongée (21 jours) n'a cependant pas été en mesure de démontrer d'effet sur la reproduction d'individus de la même espèce. Pour la même espèce, d'autres recherches ont pu démontré un effet sur la mortalité et l'immobilisation (Nasser et Lynch, 2016; Kim *et al.*, 2017; Booth *et al.*, 2016).

Du côté des végétaux, un effet sur la croissance a pu être observé chez *Dunaliella tertiolecta* après une exposition chronique à une concentration de 250 mg/L de nanoplastiques d'un diamètre de 50 nm. La même expérimentation n'a toutefois pas

montré d'effet pour des particules plus grandes, soit d'un diamètre de 500 nm (Sjollema *et al.*, 2015). Également, des particules de 56,48 nm de diamètre ont mené à une EC50 de 12,97 mg/L avec comme paramètre testé la croissance de la même espèce (Bergami *et al.*, 2017). Pour *Pseudokirchneriella subcapitata*, une EC50 de 0,54 et 0,58 mg/L pour des nanoparticules de PS de 110 et 55 nm de diamètre respectivement (Casado *et al.* 2013).

Les effets des nanoplastiques ont aussi pu être démontrés sur les poissons, mais un effet létal a seulement pu être démontré sur une espèce d'amphibien, soit *Xenopus laevis* avec des particules de PS de 50 nm de diamètre (Tusselino *et al.*, 2015). Des individus de l'espèce *Sebastes schlegelii*, un poisson marin, exposés à des nanoparticules de PS ont quant à eux montré une croissance ralentie (Yin *et al.*, 2019).

Toutes ces recherches montrent définitivement que les polymères de MNP peuvent bel et bien avoir des effets. Cependant, la plupart d'entre elles utilisent des concentrations très élevées pour parvenir à observer une certaine toxicité. La différence de concentrations entre celles observées dans les milieux naturels et celles utilisées en laboratoires est de deux à sept ordres de grandeur (Lenz *et al.*, 2016). De plus, certaines recherches très complètes s'attardant à effectuer une évaluation des risques en lien avec la pollution des environnements aquatiques par les MNP arrivent à la conclusion que le risque d'un impact important est minime pour le moment (Adam *et al.*, 2019; Burns et Boxall, 2018) et les prochaines décennies (Everaert *et al.*, 2018) sauf peut-être pour les espèces extrêmement sensibles qui vivent près des côtes (Besseling *et al.* 2019).

1.5.3.2 Relation taille et toxicité

Comme mentionné précédemment certaines recherches ont su montrer que les plus petites particules de plastiques sont plus toxiques pour certains types d'organismes (Jeong *et al.*, 2016; Lee *et al.*, 2013). La biodisponibilité des microplastiques serait inversement proportionnelle à la taille des particules, puisqu'en réduisant la taille, on

augmente considérablement le ratio surface/volume, ce qui rend possible une plus grande réactivité (Jeong *et al.*, 2016). Une analyse d'une grande quantité de données a cependant révélé que la HC5 pour les nanoplastiques était plus élevée que celle pour les microplastiques, ce qui démontre une moins grande sensibilité des organismes étudiés face aux nanoplastiques qu'au microplastiques (Besseling *et al.*, 2019). En considérant l'incertitude, les deux valeurs sont toutefois équivalentes. Ces comparaisons peuvent cependant être boiteuses puisqu'on juge ici sur la base de concentrations exprimées en masse / volume, ce qui n'est pas nécessairement adéquat afin de comparer des particules aussi différentes en tailles.

Certaines tailles de particules seraient ainsi plus enclines à pénétrer l'intérieur des cellules et ainsi pouvoir y causer un dommage considérable. Pour les cellules mammaliennes, cette taille serait d'environ 50 nm, du moins pour des particules d'or (Chithrani *et al.*, 2006). De plus, il a été démontré que des nanoparticules de PS de 20 à 60 nm étaient en mesure d'atteindre le réticulum endoplasmique à l'intérieur de cellules d'insectes et d'y interférer avec l'activité enzymatique de certaines protéines (Fröhlich *et al.*, 2010). Ceci vient une fois de plus confirmer la capacité de cette taille de particules à pénétrer les membranes de certaines cellules. D'autres recherches montrent cependant que des microparticules de 20 nm tout comme de 1000 nm, équivalent à 1 µm, étaient en mesure de franchir la membrane épithéliale de l'intestin chez Daphnia magna (Rosenkranz *et al.*, 2019). Les observations de von Moos *et al.* (2012) pointent également dans la même direction. Des particules de HDPE de 0 à 80 µm ont été observées au sein du système lysosomale, démontrant la capacité des cellules épithéliales à absorber de telles particules par endocytose.

En effet, il serait impossible pour des organismes filtreurs d'absorber les microplastiques une fois ingérés puisqu'il n'existe aucun processus physiologique permettant de dégrader ou d'absorber ces polymères (Andrady, 2011). Ceci explique en partie le fait que la majorité des recherches montrent un effet à de très fortes

concentrations qui ne reflètent pas les conditions environnementales actuelles (Gambardella *et al.*, 2019), et que les conséquences observées sont sans doute davantage liées à la présence physique (agrégation sur la surface externe ou accumulation dans le tube digestif) et non à la chimie des dits polymères.

1.5.4 Utilisation des données en ÉICV

De multiples autres expériences ont démontré la toxicité de certaines concentrations de MP sur les organismes vivants. La majorité d'entre elles utilisent cependant des paramètres qui peuvent sembler futiles pour les exigences de l'ÉICV. En effet, Fantke *et al.* (2019) mettent de l'avant l'importance d'utiliser des indicateurs écologiquement pertinents en priorité pour le développement de EF. En d'autres mots, la priorité est donnée aux indicateurs qui montrent un effet sur le fitness des individus exposés. Toutefois, lorsque les données idéales sont manquantes, tous les indicateurs sont tolérés. Il est entre autres possible de citer les recherches de Jin *et al.* (2018) et Wan *et al.* (2019). Les deux publications utilisent le poisson-zèbre comme modèle, ce qui en fontt des recherches d'intérêt pour les présents travaux qui tentent d'obtenir une représentation de plusieurs phylas. Cependant, les deux équipes ont observé des effets d'une exposition à des MP sur la composition du microbiome intestinal. La santé intestinale (Jin *et al.*, 2018) et les métabolites (Wan *et al.*, 2019) ont également été analysé. Ces indicateurs ne sont pas priorisés pour l'ÉICV, mais dans le contexte où certaines données sont nécessaires pour les chordés, elles pourront être utilisées.

Un autre exemple provient d'une équipe qui a exposé des larves d'échinodermes à différentes concentrations de microparticules de PE et ont observé un léger effet sur la largeur du corps des individus exposés à la plus haute concentration testée (300 microsphères / ml) (Kaposi *et al.*, 2014). Les auteurs mettent toutefois l'accent sur le fait qu'aucun effet sur la survie n'est observé. Il est ici difficile de dire si un tel effet peut être considéré comme pertinent pour l'ACV. La croissance est un des indicateurs recommandés pour les producteurs primaires, mais ce n'est pas le cas pour les consommateurs primaires que sont les échinodermes, où la mortalité est plutôt l'indicateur biologique priorisé (Larsen et Hauschild, 2007).

D'autres expérimentations produisent des résultats intéressants, mais toujours pas idéals dans le cadre de cette recherche. Par exemple, Yin *et al.* (2019) ont démontré

un effet de l'exposition à 190 µg/ L de microparticules de PS sur l'index hépatosomatique de *Sebastes melanops*, un poisson marin. Cet index rapporte simplement le ratio « Masse du foie / Masse totale » d'un poisson. Des effets ont également été observés sur d'autres indicateurs tels que le comportement, et le contenu en lipides et protéines. Comme ces résultats concernent un *Chordata*, ils auraient été très intéressants, mais les indicateurs utilisés ne semblent pas correspondre aux critères de l'ÉICV.

Certaines recherches ont utilisé des types de polymères peu représentés en tant que polluants dans le milieu marin. C'est le cas de Straub *et al.* (2017), qui ont comparé les effets de microparticules de plexiglas (polyméthacrylate de méthyle) et d'un polymère biodégradable appelé le poly-β-hydroxybutyrate. Peixoto *et al.* (2019), eux, n'ont pas identifié le type de polymère utilisé, mais réfère seulement au fabricant qui lui ne fait pas mention précisément de la composition du produit. Ces deux papiers devront donc être utilisés avec une certaine limitation puisqu'ils n'utilisent pas les polymères les plus communs. De plus, les espèces utilisées dans beaucoup de ces évaluations toxicologiques ne sont pas celles habituellement utilisées en tant que modèle de prédilection du milieu de l'écotoxicologie. Ce facteur contribue à rendre les différents résultats obtenus difficilement comparables à d'autres polluants.

Les problèmes abordés ci-haut sont le résultat d'un manque de standardisation concernant l'évaluation écotoxicologique des MP. Cette problématique étant relativement nouvelle, il existe un manque criant de consensus concernant les méthodologies adéquates à utiliser dans l'évaluation de la toxicité de tels composés. En résumé, un certain tri devra peut-être être effectué en fonction de la disponibilité et de l'abondance des données.

CHAPITRE II

QUESTION DE RECHERCHE, OBJECTIF ET SOUS-OBJECTIFS

Le deuxième chapitre énonce clairement la question de recherche ainsi que les objectifs et sous-objectifs du mémoire, et ce de manière concise et brève. Aucune notion n'y est abordée et développée. Les objectifs de recherche sont énoncés après la revue critique de la littérature. Cette structure permet une meilleure compréhension de la direction envisagée pour la suite puisque les bases sont déjà mises en place.

2.1 Question de recherche

C'est au coeur de tout le contexte décrit précédemment que s'inscrit ce projet de recherche. Au milieu d'une prise de conscience généralisée de la part du public et d'une volonté d'agir de la communauté scientifique. La conservation de la biodiversité et de la qualité des écosystèmes étant dorénavant reconnue comme ayant une importance capitale dans le maintien d'un environnement sain, il importe d'améliorer les outils à notre disposition.

L'équipe de MarILCA a développé, à titre de premier livrable, un cadre de travail permettant de circonscrire et d'envisager l'ensemble du travail à réaliser afin de

convenablement considérer les impacts des débris plastiques en ACV (voir Figure 2.1) (Woods *et al.*, soumis).

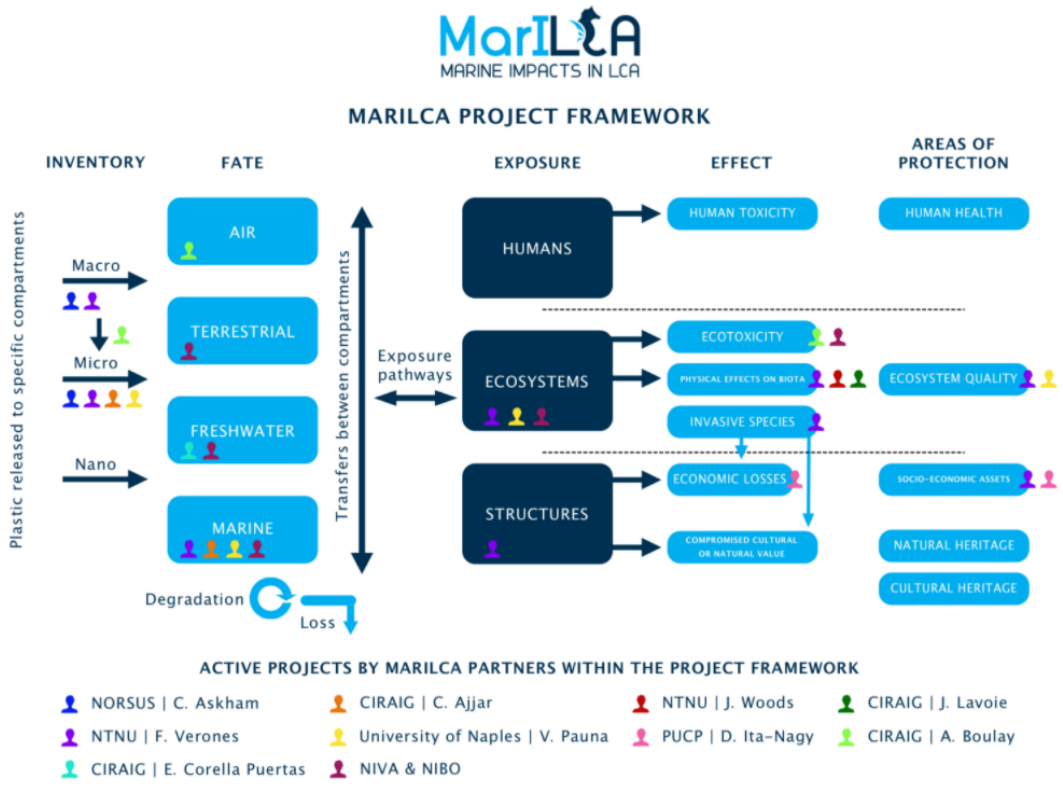


Figure 2.1 Cadre méthodologique développé par MarILCA. Tiré de MariLCA (2020)

Considérant l'accumulation grandissante de débris plastiques dans les milieux marins, l'impact potentiellement important que les MNP peuvent avoir sur les organismes des milieux aquatiques, et l'absence de considération de cet enjeu en ACV, les questions suivantes viennent à l'esprit :

Quelles données sont disponibles concernant l'effet des MNP sur les organismes aquatiques ? Est-il possible de générer un (des) EF à l'aide des données disponibles ? Si oui, quels facteurs (taille, polymère, forme, etc.) semblent affecter la l'effet des

MNP ? Ainsi, sera-t-il nécessaire ou possible de générer différents EF pour différents sous-groupes de polymères (ex. PS et PE, ou MP et NP)

Afin de répondre à ces questions, il est possible de se fixer un objectif général ainsi que plusieurs sous-objectifs. Ceux-ci vont comme suit :

2.2 Objectifs

L'objectif englobant de ce projet est de calculer un ou plusieurs EF permettant de représenter l'effet de la présence physique des MNP en milieu aquatique. Cet objectif se décline de la manière suivante en sous-objectifs :

2.2.1 Sous-objectif 1

Rechercher et colliger les données écotoxicologiques des MNP sur les organismes aquatiques présentes dans la littérature scientifique;

2.2.2 Sous-objectif 2

Explorer la concordance entre les données disponibles et nécessaires pour le développement de un ou plusieurs EF. Cette étape s'accompagne également d'un analyse des données disponibles afin d'identifier les facteurs affectant l'effet des MNP;

2.2.3 Sous-objectif 3

Calculer un ou des EF pour différents sous-groupes de polymères en fonction des facteurs identifiés précédemment;

CHAPITRE III

MICRO- AND NANO- PLASTICS IN LCA: DEVELOPMENT OF AN AQUATIC EFFECT FACTOR

Abstract: Plastic litter of all sizes has been acknowledged as a serious threat to biodiversity, especially in the marine environment. The fact that LCA does not properly consider these issues is a serious problem for the aspirations of LCA in the public sphere. This paper focuses on micro- and nano- sized plastics (MNPs), which have the potential to cause a substantial impact on ecosystem quality due to their increased presence in the marine compartment and capacity to affect a greater range of species. The data regarding MNPs' effect on different aquatic species was extracted from the academic literature. This data was then explored and analysed to bring to light the possibilities in terms of effect factor (EF) developments and the existing relations between effect on marine ecosystem and different parameters such as particle size, polymer type and shape. No significant difference could be observed between the effect of the different subgroups of MNPs tested when considering a single species. However, when including many species in the analysis, differences could be noted. However, the high uncertainty on the developed EFs combined with this lack of statistical difference among subgroups at the single species level suggest that the use of a single generic EF could be appropriate for now. This EF is provided along with Species Sensivity Distributions developed to allow for a quick visualization of the gathered data used to generate the EFs. This EF can now be used to quantify the impact of all MNPs in life cycle impact assessment.

3.1 Introduction

Plastic products are everywhere we look. In addition to being involved in a lot of daily activities, they recently started appearing all over the media. In response to a general and growing awareness of the issues regarding marine plastic litter, environmentalist organizations and other public interest groups have launched communication campaigns criticizing our wide uses of plastic products, especially single use plastics (e.g. Break Free from Plastic, STOP Ocean Plastics). This has led to many calls to action from the public and some legislations have started regulating the use of certain types of plastic products (Xanthos & Walker, 2017).

In fact, production numbers prove them right. Current production data and trend report that in 2050, a total of 26 billion tonnes of plastic waste will have been generated by human activities (Geyer et al., 2017). In 2018 alone, 359 million tonnes were produced at a global scale (PlasticsEurope, 2019). Of the amount that is produced, (Jambeck et al., 2015) evaluated that 1.75 to 4.62 % were mismanaged and reached the oceans in 2010.

Since none of the commonly used plastic polymers are biodegradable in a short time frame, they tend to accumulate in certain environments where they will remain for a considerable time frame (D. K. A. Barnes et al., 2009). Therefore, as could be expected, a potentially major issue with plastic products occurs at the end of life stage, where proper management of litter is not thoroughly addressed in many parts of the world. Jambeck et al. (2015) has identified the origin of marine plastic litter and calculated that the vast majority of these adrift items originate from a handful of countries where waste management is less efficient or simply lacking, mostly in Asia. However, this information does not shift the burden or responsibility from western countries considering that Europe exports 46% of the overall quantity of plastics collected for recycling for their treatment and disposal to countries in Asia (Velis, 2014).

When they reach the oceans, plastic debris have been shown to cause a series of negative impacts following different impact pathways. Entanglement and ingestion regarding macroparticles of plastic have been observed in many places over the world. Beaumont et al. (2019) reported a total of 65 and 728 studies reporting these two issues respectively in their review. These kinds of impacts are usually more associated with large fauna such as birds, turtles, fish and mammals and this is also what comes out of their analysis of the academic literature (Beaumont et al., 2019). Also, macroplastics can cause unwanted colonization of new areas by invasive species (Aliani & Molcard,

2003; D. K. Barnes, 2002). These large size polymer debris therefore represent a serious threat to biodiversity.

Larger plastic debris however end up being fragmented over time and eventually become part of another category of litter, microplastics (MPs) and/or nanoplastics (NPs). MPs are defined as plastic particles encompassing sizes from 1 µm to 5 mm and NPs include even smaller ones starting at 1 nm up until 1 µm (Frias & Nash, 2019). These smaller pieces are divided into two categories, primary and secondary particles. The latter originate from larger polymers and come from the degradation and fragmentation caused by physical and photo-chemical mechanisms (Andrady, 2011). Primary particles include polymers directly manufactured as MPs and/or NPs and used especially in personal care products as exfoliating agents (Fendall & Sewell, 2009; Leslie, 2014) but also in some industrial applications such as sandblasting (Sundt et al., 2014).

One particularity of MPs and NPs comes from their small size, which allows an increased bioavailability via ingestion as their size range matches the prey size of many organisms (Botterell et al., 2019; Galloway et al., 2017). Furthermore, transfer of these contaminants through the ingestion of another contaminated individual seems likely. Even though persistence in the final organism wasn't observed after 10 days, Santana et al. (2017) showed that polyvinyl chloride (PVC) NPs can be transferred from Mollusca *Perna perna* to two predators, Arthropoda *Callinectes ornatus* and Chordata *Spheoeroides greeleyi*. In another experiment, polystyrene (PS) MPs transfer occurred from a mesozooplanctonic community to Crustacea *Mysis relicta* (Setälä et al., 2014).

In addition to trophic transfer, many phyla have been shown to be seriously affected by exposure to different concentrations of MPs and NPs. Mortality was observed in Arthropoda *Tigriopus japonicus*, *Hyallela azteca*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Ceriodaphnia dubia*, *Gammarus pulex* (Au et al., 2015; Jaikumar et al., 2018; Lee et al., 2013; Rehse et al., 2016; Weber et al., 2018; Ziajahromi et al., 2017) Chordata *Oryzias melastigma*, *Xenopus laevis*, (Cong et al., 2019; Tussellino et al., 2015), Echinodermata *Paracentrotus lividus* (Della Torre et al., 2014) and Rotifera *Brachionus koreanus* (Jeong et al., 2016) at different life stages for example. Other endpoints such as reproduction and growth are also impacted in some species (*Crassostrea gigas* and *Skeletonema costatum*) (Sussarellu et al., 2016; Zhang et al., 2017). Yet, the concentrations used in the majority of studies do not seem to reflect environmentally relevant situations (Gambardella et al., 2019), except maybe for a restricted number of extremely polluted areas. Lenz et al. (2016) mention that exposure concentrations tend to be between 2 and 7 orders of magnitude greater than measured field concentrations.

Nonetheless, it is also paramount to remind ourselves about the many interesting characteristics that plastic polymers possess. They are easy to manufacture, durable and lightweight (Andrady & Neal, 2009). In other words, the same properties that are associated with their negative impacts also make them prime materials for a lot of applications. Without neglecting the issues related to their accumulation in the natural environments, plastics can also have overall environmental benefits in a number of situations. For example, because of their lightweight, they tend to reduce emissions of the transport sector, when compared to heavier materials (Andrady & Neal, 2009). In the end, no data clearly states that single use plastic regulations are going to have a positive global environmental impact. Many alternative products also generate an important environmental footprint and thus the potential shift in material use could have overall adverse effects.

Life Cycle Assessment (LCA) is a useful tool when it comes to comprehensively comparing the environmental impact of different products. LCA's large scope prevents problem-shifting, which could be particularly useful when assessing the overall impact of materials such as plastic polymers where the end of life phase often attracts a lot of attention in comparison with the other life cycles phases. Some LCAs have put forward the advantages of plastic use in the packaging industry (Bertoluci et al., 2014; Chayer & Kicak, 2015; Humbert et al., 2009). However, it could be argued that these conclusions are irrelevant as LCA has been acknowledged as currently lacking the proper methodologies for addressing marine plastic litter (Sonnemann & Valdivia, 2017; Woods et al., 2016). As a consequence, some critics have emerged, arguing that the use of LCA by the packaging industry has led to bad decisions which have legitimized an increase in the use of unnecessary plastics and thus contributed to their over accumulation in natural environments (Schweitzer et al., 2018).

In LCA, the quantification of the global environmental impacts of a product, service, or process occurs in the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) step. In this phase, all the emissions and resources used identified in the previous phase, the inventory, are assigned their respective potential environmental burden on a set of impact categories (Hauschild & Huijbregts, 2015). One of these categories is ecotoxicity, in which the impact of pollutants released in the different natural compartments is considered. USEtox, the current consensus model for ecotoxicity impact category (Rosenbaum et al., 2008) quantifies the impact of such chemicals considering the fate of the pollutant in the environment, the exposition, as the concentration actually available to the species in the designated compartment, and the effect translating the fraction of species that will potentially be affected by the exposure. In this last part of the impact pathway, the approach of LCIA, which takes its origins in the field of risk assessment, aims to put in relation the change in environmental pressure, i.e. concentration of a designated pollutant, with the variation of the affected fraction of species. This is done by generating a HC50 (Hazardous Concentration 50%) based on EC50s (Effect

Concentration 50%) for different species to represent the concentration where 50% of the exposed species are exposed above their respective EC50 (Rosenbaum et al., 2008). Moreover, as mentioned in Rosenbaum et al. (2008), the effect factor (EF) calculation must be based on effect data of at least three different species covering at least three trophic levels usually represented by algae (primary producers), invertebrates (primary consumers), and fishes (secondary consumers) to be considered representative of the whole ecosystem. In ecotoxicological experiments, a variety of different biological endpoints, such as mortality and morphology, can be tested when generating effect data. On this matter, priority is given but not restricted to biological endpoints representing vital traits (growth, immobility and mortality) (Larsen & Hauschild, 2007). When data is scarce or lacking and an insufficient number of chronic EC50s is available, it is also possible to extrapolate EC50s from LOECs (Lowest Observed Effect Concentrations) and/or NOECs (No Observed Effect Concentrations) as prescribed in Payet (2004). For acute values, an acute to chronic factor is used in USEtox to extrapolate chronic values from acute data (Fantke, 2019).

The EF, which is the focus of the current research, usually relies on a few ecotox databases (ECOTOX and IUCLID) that have been used to develop the USEtox EFs (Rosenbaum *et al.*, 2008), but none of them include any type of data on MP and NP effect. Therefore, investigations are needed to tackle this topic.

In response to the lack of consideration towards marine plastic litter in LCA, a new working group was put in place under the support of UN Life Cycle Initiative and the Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation (FSLCI) (Boulay et al., 2019). The new group, called MarILCA for Marine Impacts in Life Cycle Assessment aims to provide the necessary framework and data to incorporate marine litter impacts in LCA, with a focus on plastic debris. In the framework developed by the team (Woods et al., submitted), the ecotoxic effect is distinguished from the physical impact of the presence of all plastic pieces. This work focuses on the second impact pathway, but since the data and methods used in this paper are associated with the field of ecotoxicology, the ecotox terminology will still be used.

As part of the research that MarILCA is leading, effects of MPs and NPs on the marine ecosystem quality need to be quantified. The main objective of the current work therefore lies in the bigger picture of the MarILCA framework (Woods et al, submitted) and is precisely to develop an effect factor (EF), that can be used in LCIA to quantify the impacts of the fraction of an emission of micro and /or nano plastic (MNPs) that reaches and is bioavailable to the biota in the marine or freshwater compartment. To do so, the information regarding the toxicity of MNPs has to be extracted from the available scientific literature and the fit between the data found and the data needed has to be evaluated. Then, the influence of different parameters (size, type of plastic, etc.) on the effect of MNPs has to be identified in order to highlight which EFs can be

developed and which should be used. Finally, EFs and the corresponding uncertainty have to be calculated for a variety of relevant categories of small plastic particles. Overall, in this paper, aquatic EFs are generated to assess the physical effect of MNPs in LCIA, based on a literature review of existing effect data concerning these polymers.

3.2 Methods

3.2.1 Data acquisition and data completeness analysis

3.2.1.1 Literature review

Scientific literature was searched for effect data concerning MPs and NPs on aquatic species using Scopus. The effect of MNPs quantified in the present study is not exactly an “ecotoxic” mechanism but rather a physical mechanism of impact due to the particle’s intake by the organisms, but this subtilty is not yet reflected in the literature quantifying the effect as “ecotoxicological effect”. This literature revue was therefore done using groups of keywords combining "microplastic","nanoplastic", "polystyrene", "polyethylene", "polypropylene", "polyethylene terephthalate" or "polyvinyl chloride" with "ecotoxicity" or "toxicity". Also, since today’s approach in the ecotoxicity impact category of LCIA has been influenced a lot by the field of risk assessment (Pennington et al., 2006), we also looked for risk assessment papers addressing the aquatic or marine MNP situation. Papers were then selected according to the test species. Only aquatic species were considered to construct the dataset. Even though MarILCA aims to provide a framework for the quantification of the impacts of plastic litter in marine environments specifically, current methodologies to assess ecotoxicity in LCIA do not distinguish between freshwater and marine species (Hauschild and Huijbregts 2015). Hence, ecotoxicological data for both freshwater and marine species were indifferently collected in the work presented here. Experiments resulting in LOECs, NOECs, or EC50s where the effect can also be mortality (Lethal Concentration 50%: LC50) were all collected. All reported data points were extracted and then gathered and classified according to the polymer type, particle size, particle shape, exposed species, phyla of the exposed species, and biological endpoint tested. A variety of biological endpoints, such as reproduction, energy balance, metabolic activity and behavior were included in the data along with the ones recommended by USEtox (growth, immobilization and mortality). When a paper tested many endpoints, many particles sizes or shapes, each of them was considered as one different input value. This information was compiled into an Excel file for further analysis.

3.2.1.2 Fit between data available and data needed

The idea behind our approach is to consider MNPs in a consistent way with any other pollutant or chemical which would be emitted to an environmental compartment but accounting for the MNPs specificities that differ from chemical contaminant. The current consensus methodologies and model for ecotoxicity impact category, USEtox (Rosenbaum et al., 2008), was therefore followed while adapting it to the particularities of MPs and NPs. Once the retrieved data was gathered and assembled, it had to be thoroughly examined in order to reveal suitability of the available data for an "USEtox compliant" EF development.

Many parameters can potentially influence the measured toxicity of MNPs in various experiments. Shape, size and polymer type are among the parameters that are the most likely to affect the toxicity of MNPs. The data was therefore classified in different subgroups, summarized in Table 1, according to their shape, size and polymer types.

Table 1 Description summary of the different EFs generated.

EFs	Description
BEST	Only chronic EC50s taken directly from scientific papers are used to generate this EF, except for the fish species, which used a chronic LOEC to extrapolate an EC50
ALL	All data points combined.
MP	This subgroup only includes data points considered as microplastics
NP	This subgroup only includes data points considered as nanoplastics
PE	This subgroup only considers data points associated with polyethylene
PS	This subgroup only considers data points associated with polystyrene
Non PS-PE	This subgroup is made up of all data points associated with polymer types other than polystyrene or Polyethylene.

For each subgroup, it was then evaluated to what extent EF calculations were possible for the different subgroups while respecting the USEtox recommendations in order to generate an EF that would be considered as "recommended" in USEtox (i.e. using at least three chronic EC50s from the three recommended trophic levels) or an "interim EF" (i.e. using extrapolation factors to be able to extrapolate from LOECs, NOECs and acute data to increase the number of usable data points).

The extrapolation factors that were used to extrapolate chronic values from acute data and *EC50s* from LOECs and NOECs are summarized in Table 2. The assessment of the exposure type (acute or chronic) was based on the numbers provided by Payet (2004), which are distinguished for vertebrates, invertebrates and algae. Subchronic values were considered chronic. All extrapolation factors used come from both Payet (2004) and Fantke (2019).

Table 2 Extrapolation factors (Fantke, 2019; Payet, 2004)

Extrapolation	**Factors**
Acute to Chronic	0.5
LOEC to *EC50*	2.1
Acute NOEC to Acute *EC50*	3.3
Chronic NOEC to Chronic *EC50*	4.8

Inconsistency in units used to describe MNPs concentrations was another aspect that had to be addressed (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Some experiments express concentrations using items/volume while others convey this information as mass/volume. Since USEtox uses mass/volume concentrations, data points expressed in items/volume (e.g. particles/ml) were converted so that the EFs developed in the current research match existing ones and can then ease the application and modelization to come in LCIA. To accomplish this, the reported particle size, shape and density were used to calculate the mass of one particle and then be able to generate the mass/volume concentration. If no polymer density was available directly in the consulted papers, the ones given in Andrady (2011) were used. When the reported shape was spherical or fiber-like, the formula for sphere and cylinder volume were used, respectively. For irregular particles, half the volume of a sphere was assumed, as done by Besseling (2019).

3.2.2 Statistical analysis

Many parameters can potentially influence the measured toxicity of MNPs in various experiments (shape, size and polymer type). If the effect is different for each polymer type (PS or PE), for example, an EF would then be necessary for each polymer type. However, if the uncertainty on our data doesn't allow for a distinction of the effect between the different subgroups, it is possibly not relevant to use different EFs at this

point. To verify this, a statistical analysis was performed on the gathered data set to highlight how significant (or not) are the differences in effect across the polymer subgroups.

As toxicity is also highly dependent on the exposed species, a single species (*Daphnia magna*) was used to proceed to a first analysis as it is the most represented species in our data set and the only one for which enough data is available to conduct a relevant statistical analysis on the EC50 (extrapolated or not). This first part of the statistical investigation therefore accounts for the species level ecotoxicity. A second analysis was also performed using all the species to consider the ecosystem level as well since the EF is actually generated to represent the ecotoxicity of MNPs at this level.

Statistical analysis were done using the open source software R (https://www.r-project.org/). Wilcoxon-Mann-Whitney non-parametrical test was used to verify statistical difference between the toxicity (EC50s, extrapolated or not) of different subgroups of the data subset. This test verifies the statistical difference between two independent data sets by comparing how many times the ranked values from one subset are higher than the other and it was used because of its reliance on the ranks of the data rather than the value, which allows for the use of non-normally distributed data, as it is the case here. Subgroups were selected if enough data points, i.e. at least 5, were available for a specific subgroup. Indeed, a proper multifactorial design would be necessary to adequately highlight the factors that affect MNP toxicity. However, not enough data is available for the moment, so this could not be done.

3.2.3 Effect factor generation

We adopted the USEtox approach to calculate the ecotoxic EF (Henderson et al., 2011) in order to be compliant across impact categories (Eq 1 and 2):

$$EF = 0{,}5/HC50_{,EC50} \quad (1)$$

Where:

$$logHC_{50,EC_{50}} = \frac{1}{n_s} * \sum_s logEC_{50} \quad (2)$$

We calculated the $HC50_{,\ EC50}$ using a geometric mean per species for species represented by more than one EC50 as recommended in the USEtox model (Rosenbaum et al., 2008), which is equivalent to Eq. 2. The resulting geometric mean

per species is then log transformed and a final arithmetic mean is used to generate the final $logHC50_{, EC50}$. This value is expressed as average log HC50 in USEtox (Fantke et al., 2017).

EFs were generated for every subgroup of polymers where enough data points are available i.e. at least 3 trophic levels are represented in the species tested (Larsen & Hauschild, 2007). EFs were generated for each subgroup identified in section 2.1.2. A first one was generated for all data points combined and then five other EFs were generated for different subgroups of polymers for which we had enough data points (ALL, PS, PE, Micro, Nano and Non PS PE). Also, one last EF was calculated using only chronic EC50s taken directly from the scientific papers, and thus without any extrapolation of acute data into chronic data or from other indicators such as LOEC and NOECs. However, when doing this, a fish species representing secondary consumers was missing from the subset to be compliant with USEtox recomendations. It was therefore decided to include a single extrapolated value from a LOEC from a fish species to have the three trophic levels represented. The selected LOEC was selected based on the fact that it was chronic, and used *Danio* rerio, a species part of the list of recommended species (Larsen & Hauschild, 2007). This EF is called BEST, since it is the closest version of the EF to what the USEtox model considers as a "recommended EF". This EF represents the best version of what it was possible to generate based on the quality of the data rather than the quantity using the available dataset, compared to the ALL EF where extrapolated values were used in great numbers. Uncertainty on the EF is given with the confidence interval 95% on the HC50 as suggested by Payet (2004). This has been done notwithstanding the result of the statistical analysis but simply to show the uncertainty associated with the generation of different EFs, which provides the LCA community with important information regarding the current state of the knowledge around MNPs' effect. Accompanying the EFs, a graphical representation of the data used in their development was also created to help with the visualization of the data. SSDs were also generated to provide information on species and phyla represented in each respective subgroup. They also act as a tool to help with the visualization of the gathered data in each subgroup.

3.3 Results

3.3.1 Gathered data

Mainly two risk assessment papers compiling a few tens of data points each (Adam et al., 2019; Besseling et al., 2019) were used for the data extraction because of their

extent and completeness. Some values were also taken from Everaert et al. (2018) and a few other studies (complete information is available in Table S1). A total of 123 data points meeting our requirements were gathered. Figure 1 summarizes the data. PS is by far, the most represented polymer in the data collected, followed by PE. As can be seen in Figure 1, the PE data is completely made of MPs without any NPs data points. In contrary to what was expected, more chronic than acute data was found. This makes it possible to generate some EFs, for certain subgroups, without having to go through the extrapolation of acute data.

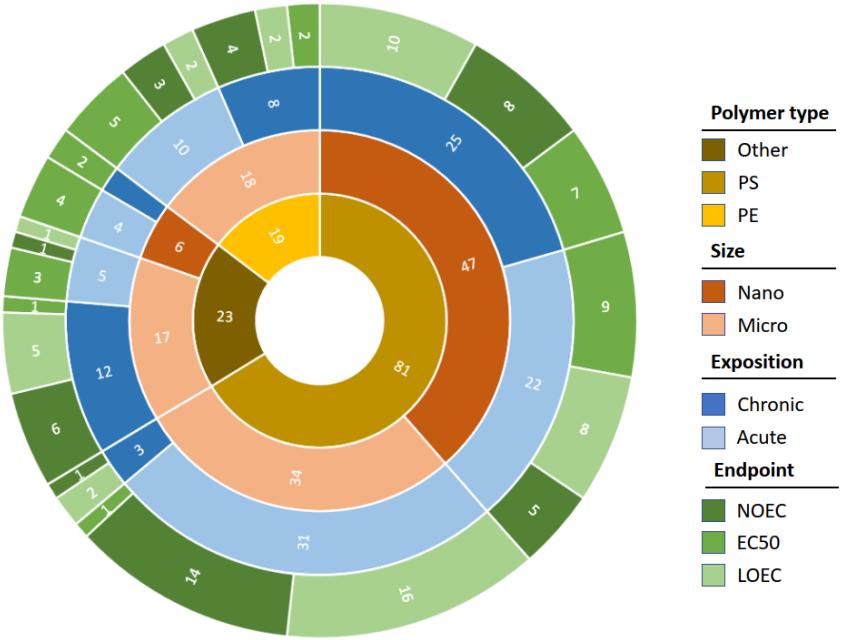


Figure 1 Data summary. Number of data points gathered per polymer type (PS: polystyrene, PE: polyethylene, Other: other polymer types), size, exposition duration, and endpoint (NOEC: No Observed Effect Concentration, EC50: Effect Concentration 50%, LOEC: Lowest Observed Effect Concentration).

3.3.2 Statistical analysis

As shown in Table S1, 29 data points were compiled for *Daphnia magna*, making it the most represented species in the data set. Therefore, the data subset available for this species was selected to conduct the first part of the statistical analysis. None of the Mann-Whitney tests carried on the restricted *Daphnia magna* data set showed any statistically significant difference in the toxicity of each of the pairs tested. P values obtained from these analyses are shown in Table 3. For the pair PS-PE, the obtained p-value is 0.0515, which is really close to the significance threshold of 0.05

but all the other pairs are far from statistical significance. These results, by themselves, support the idea that a generic EF combining all types of data points could be used for now in LCIA since no difference can be observed between the different subgroups. On the other hand, in the second part of the analysis, where all the species are accounted for to represent the whole ecosystem, results show differences between the toxicities of PS and other polymers. For the other pairs, the results remain the same, meaning no significant differences could be found in the toxicity of MPs and NPs, PE and non PS-PE, and sphere shaped polymers in comparison to all the other shapes represented in the data set. Therefore, when considering that the EF represents the ecosystem level, results suggest that the use of different EFs for PS and other polymers may be relevant for LCIA since their effect is significantly different.

Table 3 p-values obtained from statistical analysis

Category	Pairs	Species level	Ecosystem level
		p-value	p-value
Size	Micro - Nano	0.2400	0.2112
Type	PS - PE	0.0515	0.0069
	PS - Non PS-PE	0.4818	0.0134
	PE - Non PS-PE	0.4318	1
Shape	Sphere - Other	0.6933	0.0523

3.3.3 Effect factors

Two Species Sensivity Distribution (SSD) are shown to allow a quick visualization of the gathered data used to generate EFs based on the best data available (Figure 2A) and all gathered data (Figure 2B) (SSDs for other subgroups are presented in Figures S1, S2, S3, S4 and S5). Figure 2A shows 8 species and 3 phyla, being Arthropoda, Chlorophyta, and Chordata. Meanwhile, the ALL EF (Figure 2B) is represented by 34 species and 8 phyla. The range in EC50s available for some species is shown as error bars on each of the graphs, showing the high variability associated with some of them.

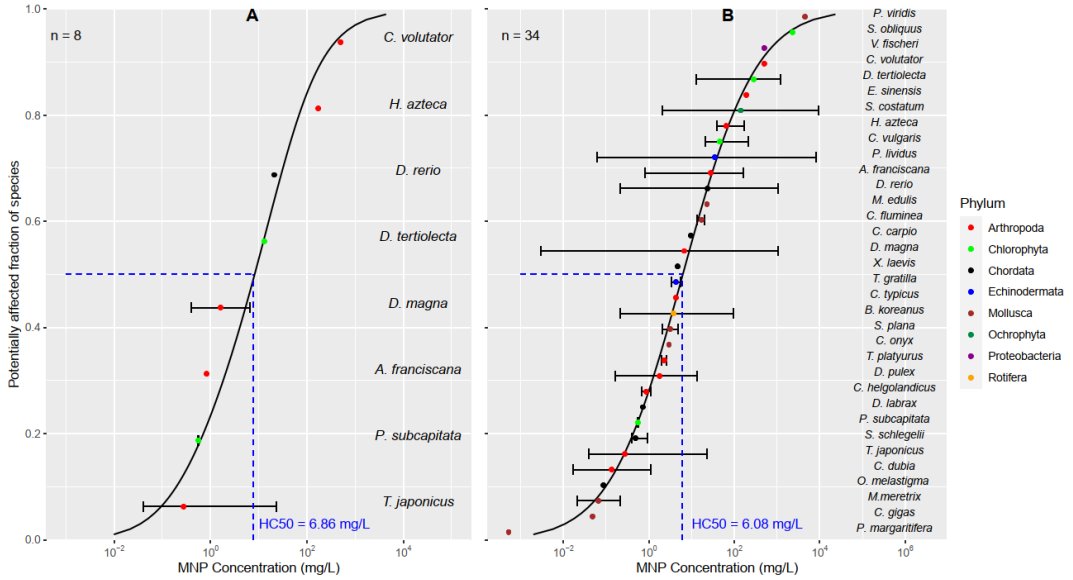


Figure 2 A: Species Sensivity Distribution (SSD) for the **BEST** EF. Each dot represents an EC50 for a single species. Error bars show the range of EC50s available for a single species when more than one was available. n = 8 species **B**: SSD for the **ALL** EF. Each dot represents an EC50 for a single species. Error bars show the range of EC50s available for a single species when more than one was available. n = 30 species.

Calculated EFs for the different subgroups are shown in Figure 3B (See Table S2 for details) along with a graphical representation of the distribution of the EC50s used to generate every EF (Figure 3A). As it can be noticed in Figure 3A, the range of EC50s available for one subgroup can be quite wide. For the Non PS PE group, a range going from 10^{-4} to 10^{6} mg/L can be observed, which highlights the high variability of sensibilities to MNPs exposure that can be seen from different species across the aquatic ecosystem. Every EF generated here respects the three trophic level representation criteria. The highest EF is obtained for the PS subgroup (175.90 PAF.m3.kg-1), whereas the lowest is obtained for PE (21.64 PAF.m3.kg-1) (Figure 3B). Confidence intervals (95%) calculated on the respective HC50s are shown, illustrating the uncertainty accompanying these results. Considering this large uncertainty, a single generic EF could be considered appropriate for now, and thus this is proposed below. The recommended EF is therefore the one labeled as BEST. It has a value of 72.9 (7.22-736.41) $PAF.m^{3}.kg^{-1}$. Practioners can still use the other subcategories specific EFs along with their uncertainty in certain circumstances where they are needed.

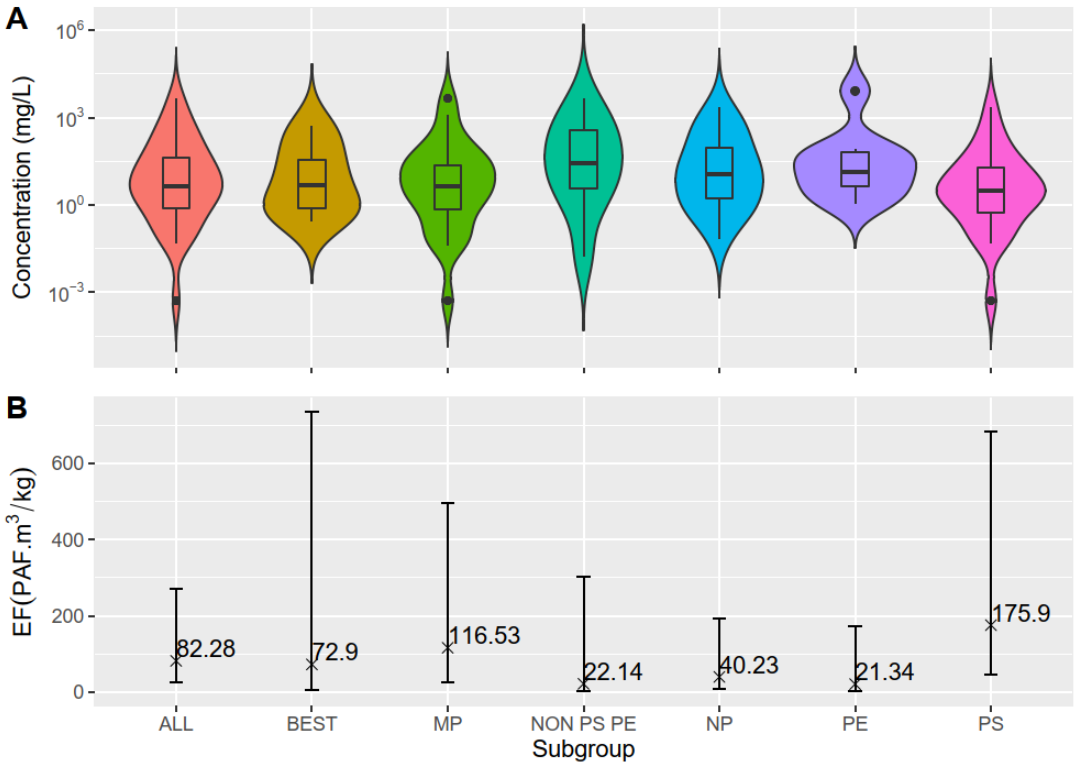


Figure 3 **A**: Graphical representation of the distribution of the EC50s used in the generation of the different EFs. **B**: Calculated EFs shown for every subgroup. The value of each EF is shown next to the respective cross. Error bars represent the confidence interval 95%. **All**: Considers all data points combined. **BEST**: Best possible EF, based only on chronic EC50s taken directly from scientific papers except for the fish species which used a chronic LOEC. **MP**: Considers only micro-sized plastics. **Non PS PE**: Considers all polymer types represented in the data set except for PS and PE. **NP**: Considers only nano-sized plastics. **PE**: Considers only polyethylene. **PS**: Considers only polystyrene.

3.4 Discussion

We provide here a first step towards the objectives of MarILCA, i.e. the assessment of marine plastic litter impacts in LCIA. Our results demonstrate that the available ecotoxicity data of MNPs allows for the generation of EFs representing the physical impact of such particles in the aquatic environments. In the MarILCA framework (Woods et al., submitted), different impact pathways have been identified for plastics effects. The impact of the physical presence of plastic debris, called *Physical effects on biota* only accounts for impacts such as the one caused by entanglement

and/or accumulation in the digestive tract. This kind of impact also takes place with MNPs and is the focus of the present research. Indeed, since our analysis focused on data from experiments relying on virgin polymers, hence with few or no additives in their experimental setup, our assessment only accounts for the physical impact of the presence of MNPs. In order to quantify the ecotoxic effect, the toxicity of the plastic additives present in MNPs would need to be assessed separately.

In this framework, MPs and NPs are distinguished. However, our analysis shows no statistical difference in the toxicity related to the physical presence of MPs and NPs for *D. magna* (see Table 3), the only species for which enough data points were available to conduct the first statistical test at the single species level. We are aware that this concerns a single species and that it does not necessarily represent the whole assemblage of species present in aquatic environments and this why a second analysis was performed on the non-restricted data set, therefore including all species, which neither did show any significant difference between MP and NP effect on the aquatic ecosystem. As outlined by (Chae & An, 2017) some studies have shown an increased effect associated with the decreasing sizes of MPs and NPs (Jeong et al., 2016; Lee et al., 2013; Sjollema et al., 2016). Still, other experiments were not able to show a significant difference in toxicity between MPs and NPs, indicating that uncertainties remain regarding this aspect of MNPs toxicity. The comprehensive assessment conducted by Besseling et al. (2019) actually derived a higher HC5 value for NPs in comparison to MPs with concentrations expressed in mass/volume. These varying conclusions demonstrate the lack of clear trend regarding the relation between the toxicity of MNPs and their size.

In the same way, our analysis could not detect any significant difference in toxicity for different polymers (Table 3) at the single species level. Yet, Lei et al. (2018) detected an increased mortality effect for PP in comparison with PVC, PE and PS in an experiment using adult zebrafish *Danio rerio* as a species model. However, in this regard, no clear tendency is observed in the available literature, highlighting the difficulties of distinguishing among the toxicities of the different polymers present in the environment. Actually, no difference could be observed in all the subgroups that were tested at the species level in the present research. This could simply be the consequence of the use of the non-parametric Mann-Whitney test, which has less statistical power than parametric counterparts for the same sample size, meaning less chance of accepting the alternative hypothesis. Adam et al. (2019), a paper from which a lot of data points were obtained also could not reach statistical difference in the toxicity, expressed as NOECs, of different subgroups of MPs. Also, in the present research, only data points coming from experiments using virgin polymers were used. Therefore, only the physical impact is accounted for in our analysis, which was the objective as stated earlier. Indeed, in this case, the different toxicological effects of the different polymers and their associated

additives could fade and the effects induced solely by the physical attributes of the MNPs would remain, resulting in a much more alike effect. This could explain why no difference in toxicity is observed in our analysis at the single species level.

However, the second part of the statistical analysis was able to reveal differences at the ecosystem level both between the PS and PE subgroups and between PS and Non PS-PE. This could therefore mean that the presence of PS particles has a greater effect in comparison to the other polymers represented in our data set. However, this result could also be explained by the fact that PS has been more extensively tested than PE and other polymers: research regarding PE and other polymers may have not tested the most sensitive species yet. In fact, these two last subgroups are only represented by nine and ten species in our data set, respectively, whereas PS is represented by 24 species. Also, the eight most sensitive species tested for PS all are not represented in the two other subgroups. This highlights the limits associated with the conducted statistical analysis and with the quantification of EFs based on very different sets of data for different contaminants, which does not consider other varying parameters, even when a lot of factors can vary simultaneously when testing different subgroups (Kögel et al., 2020). For example, when trying to compare the toxicity of subgroups, size, polymer type, particle shape, endpoints tested, pristine or secondary particles and life stage of the exposed species are all variables that were not controlled for, leading to possibly misleading conclusions. The same applies to our first analysis, where we only controlled for exposed species by selecting data points for *Daphnia magna* alone. A proper multifactorial design with more data points would ideally be necessary to obtain meaningful results regarding the factors affecting the toxicity of MPs and NPs. However, such experiments have not been realized with MPs and/or NPs yet. That being said, for the moment, plastic litter issues are alarming, especially for the general public, and this is combined with the current lack of proper consideration of these issues by LCIA methodologies. It is therefore important to use the best available information in a clear, transparent and meaningful way. This is why a variety of EFs are provided for a variety of subcategories of polymer, increasing the usability of the generated EFs.

Our analysis could not detect any significant difference in toxicity for different shapes at the single species level (Table 3) or at the ecosystem level. Some papers have shown that impacts of virgin MPs could be compared to the impact of naturally occurring microparticles. Ogonowski et al. (2016), compared the toxicity of primary MPs, secondary MPs and a kaolin clay microparticles. The results indicate a similar toxicity between kaolin clay particles and primary MPs. The secondary MPs, prepared by grinding virgin primary MPs caused the greatest effect. These results suggest that shape could be an important parameter influencing the toxicity of MNPs, since these particles were of irregular shape in contrast with the primary ones that were spherical. Our analysis was not able to detect such an effect.

For the sake of LCIA, ecosystems are generally described using at least three species from three different trophic levels (Hauschild & Huijbregts, 2015; Henderson et al., 2011) so we aimed at meeting these criteria as well. The 8 phyla and 34 species used to generate the EF using all data points (Figure 2B) satisfy these requirements. This criterion was also met for all EFs generated. Such a result justifies the need for extrapolation factors to help the field of LCA address these relatively new issues where data can often be scarce and/or lacking. Interestingly, the value of the ALL EF is relatively close to the BEST EF (82.28 and 72.9 $PAF.m^3.kg^{-1}$) (Figure 3). This suggests that the use of the extrapolation factors does not wrongfully impact the EF value. The ALL EF however shows a narrower confidence interval, which is caused by the larger amount of species represented in this EF. In fact, it could be tempting to use the ALL EF in every situation because of the low uncertainty associated with it. However, a major issue related to the uncertainty on the EFs and represented in this paper with the confidence interval 95% provided in Figure 3B is that it actually does not consider the proportion of extrapolated values. This is why the BEST EF is the one recommended, because it relies less on extrapolated EC50s.

To put the developed EFs in perspective, the value of the recommended BEST EF (72.9 $PAF.m^3.kg^{-1}$) and its confidence interval 95% are presented in Figure 4 along with all the EFs of the organic compounds considered in USEtox. As it can be observed, the suggested EF's value falls within the middle section in the range of effects. The physical impact of the presence of MNPs could therefore be compared to the effect of moderately toxic chemicals. This suggest that, given the huge quantity of plastic emitted to the marine environment which is far more important in quantity than toxic chemicals, the overall impact of MNPs may be non-negligible and should be incorporated into new LCIA methodologies. This EF can now be used, together with a future ecotoxic EF considering the impact of additives and the ability of these pollutants to act as a vector for other potentially harmful chemicals, to fill a part of the existing gap identified by the Medellin declaration regarding plastic litter impact in LCA (Sonnemann & Valdivia, 2017).

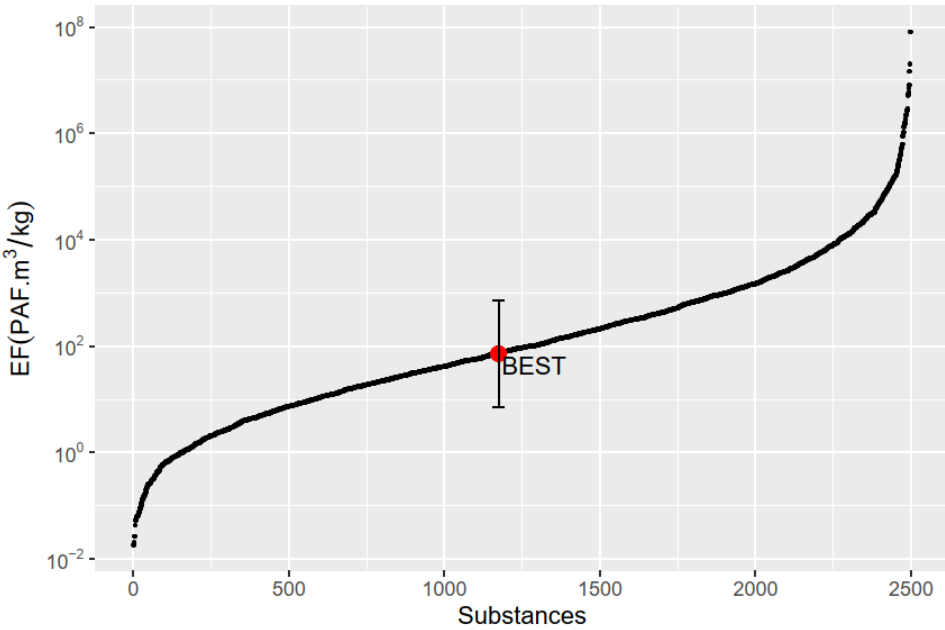


Figure 4 Value of the BEST EF (red dot) and its confidence interval 95% developed in this paper along with all the other organic chemicals represented in USEtox (black dots).

Still, overall, risk assessments treating MP and NP pollution mostly come to the conclusion that the risk of an important impact on aquatic ecosystems is low for now (Adam et al., 2019; Burns & Boxall, 2018) and the next few decades (Everaert et al., 2018) except maybe for extremely sensitive species living in near shore environments (Besseling et al., 2019). Here, by using EC50s measured with unrealistic experiment concentrations and by considering linearity in the effect as done in the USEtox model, we could therefore be creating some potential impact where none is actually present as the actual marine concentrations may be below the NOEC.

At the same time, other factors could be increasing the impacts of ecotoxicity CFs. In this regard, the recommendations of the second issue of the Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment indicators (Owsianiak et al. 2019) go towards the use of a more environmentally relevant section of the SSD curve to generate the EF. In fact, they recommend the use of indicators such as EC_{10}s to derive the SSD, and then work with the 20th percentile point rather than the 50th as before to generate the EF. For the moment, the use of EC50s to give rise to a PAF value has advantages such as less variability between databases when compared to a more conservative approach and the use of Predicted No Effect Concentrations in the EDIP method (Wenzel, Hauschild et al. 1998) for example (Payet, 2004). This is true when the focus is put on comparing ecotoxic EFs and enables the distinction

between the ecotoxic impact of different chemicals. However, when comparing across impact indicators at the damage level, the method used in this paper can be an issue since the calculated PAF relies on EC50s and a HC50, which represent concentrations already affecting widely the studied ecosystem compartment. In the present study, the use of extrapolating factors was necessary in our EF generation as not enough EC50s were available in the scientific papers. The use of EC10s would have worsened this lack of data since very few indicators of this kind were available in the papers consulted. In this way, the new recommended method could therefore make it more difficult to assess the impact of poorly studied or relatively new pollutants.

In the end, the fact that the statistical analysis at the single species level could not detect any difference in subgroups selected leads us to suggest the use of a single general EF for the moment to consider the physical impact of the presence of MNPs in aquatic environments. Furthermore, confidence intervals on the EFs shown in Figure 1 also point towards the use of a single general EF to assess MNPs impact. Indeed, the high uncertainty does not allow for a distinction between the different subgroups for which an EF was possible.

A proper fate model would be needed to allow the operationalization of the developed and suggested EFs in order to comprehensively quantify the impact of MNPs in aquatic environments. This part of the impact pathway is being tackled at the moment by other members of the MarILCA team. Once achieved, it will be possible to generate characterization factors which will be possible to use in LCA. Also, next steps should of course focus on the assessment of the toxicity of additives, commonly called plasticizers, used in plastic products. This is often done using leachates of plastic products in experimental setups (Booth, 2020; Lithner et al., 2009, 2012; Seuront, 2018). According to Wiesinger (2020), around 10,000 CAS numbers could be associated with additives used in plastics. Some of these could however be already addressed by USEtox (Thonemann et al., 2020). The potential ability of MNPs to act as vectors for even more harmful pollutants is also identified as an important ecotoxic pathway in the MarILCA framework (Woods et al., submitted). However, some research also seems to be showing a reduced effect for other pollutants in presence of MPs (Kleinteich et al., 2018; Schell et al., 2020). In addition, risk has been acknowledged as low for now for this pathway (GESAMP, 2015; Koelmans et al., 2016). Still, these issues need to be explored in the light of LCIA such that the marine plastic question is comprehensively tackled by the LCA community.

3.5 References

Adam, V., Yang, T., & Nowack, B. (2019). Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(2), 436-447. https://doi.org/10.1002/etc.4323

Aliani, S., & Molcard, A. (2003). Hitch-hiking on floating marine debris: macrobenthic species in the Western Mediterranean Sea. In *Migrations and Dispersal of Marine Organisms* (pp. 59-67). Springer, Dordrecht.

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., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 1977-1984. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304

Au, S. Y., Bruce, T. F., Bridges, W. C., & Klaine, S. J. (2015). Responses of Hyalella azteca to acute and chronic microplastic exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *34*(11), 2564-2572. https://doi.org/10.1002/etc.3093

Barnes, D. K. (2002). Biodiversity: Invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, *416*(6883), 808. https://doi.org/10.1038/416808a

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 1985-1998. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205

Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P. K., Pascoe, C., & Wyles, K. J. (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, *142*, 189-195. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022

Bertoluci, G., Leroy, Y., & Olsson, A. (2014). Exploring the environmental impacts of olive packaging solutions for the European food market. *Journal of Cleaner Production*, *64*, 234-243.
https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.029

Besseling, E., Redondo-Hasselerharm, P., Foekema, E. M., & Koelmans, A. A. (2019). Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *49*(1), 32-80. https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1531688

Booth, A. M. (2020). *Chemical composition and ecotoxicity of plastic and car tire rubber leachates to aquatic organisms*. [Conference platform presentation]. Setac SciCon 2020.

Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, *245*, 98-110. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065

Boulay, A.-M., Woods, J., Verones, F., & Vazquez, I. (2019). *A new international working group on Marine Impacts in Life Cycle Assessment* [Poster presentation]. SETAC Europe 29th Annual Meeting. Helsinki

Burns, E. E., & Boxall, A. B. A. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps: Microplastics in the environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *37*(11), 2776-2796. https://doi.org/10.1002/etc.4268

Chae, Y., & An, Y.-J. (2017). Effects of micro- and nanoplastics on aquatic ecosystems : Current research trends and perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, *124*(2), 624-632. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.070

Chayer, J. A., & Kicak, K. (2015). *Life Cycle Assessment of Coffee Consumption: Comparison of Single-Serve Coffee and Bulk Coffee Brewing : Final Report*. Quantis Canada.

Cong, Y., Jin, F., Tian, M., Wang, J., Shi, H., Wang, Y., & Mu, J. (2019). Ingestion, egestion and post-exposure effects of polystyrene microspheres on marine medaka (Oryzias melastigma). *Chemosphere*, *228*, 93-100. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.098

Della Torre, C., Bergami, E., Salvati, A., Faleri, C., Cirino, P., Dawson, K. A., & Corsi, I. (2014). Accumulation and Embryotoxicity of Polystyrene Nanoparticles at Early Stage of Development of Sea Urchin Embryos *Paracentrotus lividus*. *Environmental Science & Technology*, *48*(20), 12302-12311. https://doi.org/10.1021/es502569w

Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M., & Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, *242*, 1930-1938. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069

Fantke, P. (2019, juin 3). *USEtox Ecosystem Toxicity Effects* [Course]. PhD Summer School, Singapore.

Fantke, P., Bijster, M., Hauschild, M. Z., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T. E., Rosenbaum, R. K., Van De Meent, D., & Van Zelm, R. (2017). *USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.00)*. https://doi.org/10.11581/DTU:00000011

Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face : Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, *58*(8), 1225-1228. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025

Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, *138*, 145-147. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022

Galloway, T. S., Cole, M., & Lewis, C. (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution*, *1*(5), 0116. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116

Gambardella, C., Piazza, V., Albentosa, M., Bebianno, M. J., Cardoso, C., Faimali, M., Garaventa, F., Garrido, S., González, S., Pérez, S., Sendra, M., & Beiras, R. (2019). Microplastics do not affect standard ecotoxicological endpoints in marine unicellular organisms. *Marine Pollution Bulletin*, *143*, 140-143. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.055

GESAMP. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment* (Nº 90; p. 96). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.

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

Hauschild, M. Z., & Huijbregts, M. A. J. (2015). *Life Cycle Impact Assessment* (M. Z. Hauschild & M. A. J. Huijbregts, Éds.). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9744-3_1

Henderson, A. D., Hauschild, M. Z., van de Meent, D., Huijbregts, M. A. J., Larsen, H. F., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Rosenbaum, R. K., & Jolliet, O. (2011). USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: Sensitivity to key chemical properties. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *16*(8), 701-709. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0294-6

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, *46*(6), 3060-3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

Humbert, S., Loerincik, Y., Rossi, V., Margni, M., & Jolliet, O. (2009). Life cycle assessment of spray dried soluble coffee and comparison with alternatives (drip filter and capsule espresso). *Journal of Cleaner Production*, *17*(15), 1351-1358. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.04.011

Jaikumar, G., Baas, J., Brun, N. R., Vijver, M. G., & Bosker, T. (2018). Acute sensitivity of three Cladoceran species to different types of microplastics in combination with thermal stress. *Environmental Pollution*, *239*, 733-740. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.069

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, *347*(6223), 5. https://doi.org/10.1126/science.1260352

Jeong, C.-B., Won, E.-J., Kang, H.-M., Lee, M.-C., Hwang, D.-S., Hwang, U.-K., Zhou, B., Souissi, S., Lee, S.-J., & Lee, J.-S. (2016). Microplastic Size-Dependent

Toxicity, Oxidative Stress Induction, and p-JNK and p-p38 Activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environmental Science & Technology*, *50*(16), 8849-8857. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01441

Kleinteich, J., Seidensticker, S., Marggrander, N., & Zarf, C. (2018). Microplastics reduce short-term effects of environmental contaminants. part II : Polyethylene particles decrease the effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on microorganisms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *15*(2). Scopus. https://doi.org/10.3390/ijerph15020287

Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment : Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology*, *50*(7), 3315-3326. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069

Kögel, T., Bjorøy, Ø., Toto, B., Bienfait, A. M., & Sanden, M. (2020). Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life : Determining factors. *Science of The Total Environment*, *709*, 136050. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136050

Larsen, H. F., & Hauschild, M. (2007). GM-troph : A Low Data Demand Ecotoxicity Effect Indicator for Use in LCIA (13+3 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *12*(2), 79-91. https://doi.org/10.1065/lca2006.12.288

Lee, K.-W., Shim, W. J., Kwon, O. Y., & Kang, J.-H. (2013). Size-Dependent Effects of Micro Polystyrene Particles in the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology*, *47*(19), 11278-11283. https://doi.org/10.1021/es401932b

Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M., & He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish Danio rerio and nematode Caenorhabditis elegans. *Science of The Total Environment*, *619-620*, 1-8. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103

Lenz, R., Enders, K., & Nielsen, T. G. (2016). Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(29), E4121-E4122. https://doi.org/10.1073/pnas.1606615113

Leslie, H. A. (2014). *Review of Microplastics in Cosmetics* (p. 33). IVM Institute for Environmental Studies.

Lithner, D., Damberg, J., Dave, G., & Larsson, Å. (2009). Leachates from plastic consumer products – Screening for toxicity with Daphnia magna. *Chemosphere*, *74*(9), 1195-1200. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.022

Lithner, D., Nordensvan, I., & Dave, G. (2012). Comparative acute toxicity of leachates from plastic products made of polypropylene, polyethylene, PVC, acrylonitrile–butadiene–styrene, and epoxy to Daphnia magna. *Environmental*

Science and Pollution Research, *19*(5), 1763-1772. https://doi.org/10.1007/s11356-011-0663-5

Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å., & Gorokhova, E. (2016). The Effects of Natural and Anthropogenic Microparticles on Individual Fitness in Daphnia magna. *PLOS ONE*, *11*(5), e0155063. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155063

Payet, J. (2004). *Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA)* [Thesis]. École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL).

Pennington, D. W., Margni, M., Payet, J., & Jolliet, O. (2006). Risk and Regulatory Hazard-Based Toxicological Effect Indicators in Life-Cycle Assessment (LCA). *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, *12*(3), 450-475. https://doi.org/10.1080/10807030600561667

PlasticsEurope. (2019). *Plastics—The Facts 2019 : An analysis of European plastics production, demand and waste data*. https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf

Rehse, S., Kloas, W., & Zarfl, C. (2016). Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of Daphnia magna. *Chemosphere*, *153*, 91-99. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.133

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

Santana, M. F. M., Moreira, F. T., & Turra, A. (2017). Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: Insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. *Marine Pollution Bulletin*, *121*(1-2), 154-159. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.061

Schell, T., Cherta, L., Daouz, R., Rico, A., & Vighi, M. (2020). *Bioconcentration of organic contaminants in fish in the presence of microplastics: Is the « Trojan horse » effect a matter of concern?* [Conference platform presentation]. Setac Scicon 2020.

Schweitzer, J.-P., Petsinaris, F., & Gionfra, C. (2018). *Justifying plastic pollution: How Life Cycle Assessments are misused in food packaging policy*. Institute for European Environmental Policy (IEEP). A study by Zero Waste Europe and Friends of the Earth Europe for the Rethink Plastic Alliance.

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, *185*, 77-83. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013

Seuront, L. (2018). Microplastic leachates impair behavioural vigilance and predator avoidance in a temperate intertidal gastropod. *Biology Letters*. https://royalsocietypublishing.org/doi/abs/10.1098/rsbl.2018.0453

Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H. S., & Vethaak, A. D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic Toxicology*, *170*, 259-261. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.002

Sonnemann, G., & Valdivia, S. (2017). Medellin Declaration on Marine Litter in Life Cycle Assessment and Management : Facilitated by the Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation (FSLCI) in close cooperation with La Red Iberoamericana de Ciclo de Vida (RICV) on Wednesday 14 of June 2017. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *22*(10), 1637-1639. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1382-z

Sundt, P., Schulze, P.-E., & Syversen, F. (2014). Sources of microplastic-pollution to the marine environment. *Mepex for the Norwegian Environment Agency*, *86*.

Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Le Goïc, N., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., & Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(9), 2430-2435. https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113

Thonemann, N., Maga, D., & Bertling, J. (2020). *Environmental assessment of possible leaching of additives present in plastics* [Poster]. SETAC SciCon 2020.

Tussellino, M., Ronca, R., Formiggini, F., Marco, N. D., Fusco, S., Netti, P. A., & Carotenuto, R. (2015). Polystyrene nanoparticles affect Xenopus laevis development. *Journal of Nanoparticle Research*, *17*(2), 70. https://doi.org/10.1007/s11051-015-2876-x

Velis C.A. (2014). Global recycling markets - plastic waste: A story for one player – China. Report prepared by FUELogy and formatted by D-waste on behalf of International Solid Waste Association - Globalisation and Waste Management Task Force. ISWA, Vienna, September 2014.

Verones, F., Woods, J., Jolliet, O., Boulay, A.-M., & Vazquez-Rowe, I. (2020). *Drawing a framework to assess marine plastic litter impacts in life cycle impact assessment: The MarILCA project*. Setac SciCon 2020.

Weber, A., Scherer, C., Brennholt, N., Reifferscheid, G., & Wagner, M. (2018). PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate Gammarus pulex. *Environmental Pollution*, *234*, 181-189. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.014

Wiesinger, H. (2020). *Establishing a comprehensive database of chemical additives used in plastics* [Poster]. SETAC SciCon 2020.

Woods, J. S., Veltman, K., Huijbregts, M. A. J., Verones, F., & Hertwich, E. G. (2016). Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle

assessment (LCA). *Environment International*, *89-90*, 48-61. https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.033

Woods, J. S., Verones, F., Jolliet, O., Vázquez-Rowe, I. & Boulay, A.-M. (submitted) A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. Submitted to *Ecological indicators*.

Xanthos, D., & Walker, T. R. (2017). International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads) : A review. *Marine Pollution Bulletin*, *118*(1-2), 17-26. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.048

Zhang, C., Chen, X., Wang, J., & Tan, L. (2017). Toxic effects of microplastic on marine microalgae Skeletonema costatum : Interactions between microplastic and algae. *Environmental Pollution*, *220*, 1282-1288. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.005

Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P. A., & Leusch, F. D. L. (2017). Impact of Microplastic Beads and Fibers on Waterflea (Ceriodaphnia dubia) Survival, Growth, and Reproduction: Implications of Single and Mixture Exposures. *Environ. Sci. Technol.*, 10. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03574

CHAPITRE IV

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'ACV est un outil très pertinent afin d'évaluer l'impact environnemental complet de systèmes de produits ou services. Elle permet souvent de mettre en lumière les fausses bonnes idées qui apparaissent à première vue comme de bonnes alternatives à certains produits, mais qui sous-tendent en réalité des déplacements d'impacts négatifs. Certaines failles persistent toutefois dans les méthodes utilisées et le genre de travaux menés ici permet d'y remédier petit à petit. Les débris plastiques sont un enjeu sérieux et la recherche commence à fournir des données utilisables afin d'en évaluer les effets. Les résultats de cette recherche démontrent toutefois que certaines informations sont pour l'instant absentes, surtout en ce qui a trait aux effets des types de polymères parmi plus utilisés dans l'industrie (PP, PVC, polyuréthane et PET) pour lesquels les données toxicologiques sont très rares. Dans l'ensemble, le manque de standardisation dans les expérimentations visant à évaluer l'écotoxicité des MNP est également une lacune considérable. En effet, sans une certaine uniformisation des méthodes, il est très difficile d'envisager une évaluation complète des différents impacts associés à ces polluants. Néanmoins, ce mémoire permet de combler le vide existant actuellement quant à la prise en compte des impacts de la présence physique des MNP dans les compartiments environnementaux aquatiques. Il s'agit d'une première étape

considérable, et qui espérons-le, saura préparer le terrain pour l'ensemble du mandat de MarILCA.

ANNEXE A

TABLE S1 : COMPLETE DATA SET EXTRACTED FROM THE SCIENTIFIC LITERATURE

NUM#	Polymer	Used size (µm)	Phyla	Species	Endpoint	Exposure	Indicator	Reported value	Units	Converted value	ACR	Extrapolation ratio	EC50 after extrapolation	Reference	Particle Shape
118	PS	0.05447	Arthropoda	*Artemia franciscana*	Survival	Sub-chronic (14d)	LC50	0.83	mg/L	0.83	1	1	0.83	Bergami et al. (2017)	S
127	PS	0.04	Arthropoda	*Artemia franciscana*	Mortality	Acute (2d)	NOEC	100	mg/L	100	2	3.3	165	Bergami et al., 2016	S
128	PS	0.05	Arthropoda	*Artemia franciscana*	Mortality	Acute (2d)	NOEC	100	mg/L	100	2	3.3	165	Bergami et al., 2016	S
35	PS	0.05	Rotifera	*Brachionus koreanus*	Reproduction	Chronic (12d)	LOEC	1	mg/L	1	1	2.1	2.100	Jeong et al., 2016	S
36	PS	0.5	Rotifera	*Brachionus koreanus*	Reproduction	Chronic (12d)	LOEC	20	mg/L	20	1	2.1	42.000	Jeong et al., 2016	S
37	PS	6	Rotifera	*Brachionus koreanus*	Reproduction	Chronic (12d)	LOEC	10	mg/L	10	1	2.1	21.000	Jeong et al., 2016	S
38	PS	0.05	Rotifera	*Brachionus koreanus*	Survival	Chronic (12d)	LOEC	0.1	mg/L	0.1	1	2.1	0.210	Jeong et al., 2016	S
39	PS	0.5	Rotifera	*Brachionus koreanus*	Survival	Chronic (12d)	LOEC	1	mg/L	1	1	2.1	2.100	Jeong et al., 2016	S
40	PS	6	Rotifera	*Brachionus koreanus*	Survival	Chronic (12d)	NOEC	20	mg/L	20	1	4.8	96.000	Jeong et al., 2016	S
24	PS	20	Arthropoda	*Calanus helgolandicus*	Reproduction	Sub-chronic (9d)	LOEC	75	Particles/mL	0.33	1	2.1	0.693	Cole et al. (2015)	S
25	PS	20	Arthropoda	*Calanus helgolandicus*	Mortality	Sub-chronic (9d)	NOEC	75	Particles/mL	0.33	1	3.3	1.089	Cole et al. (2015)	S
26	PS	20	Arthropoda	*Calanus helgolandicus*	Respiration	Sub-chronic (9d)	NOEC	75	Particles/mL	0.33	1	3.3	1.089	Cole et al. (2015)	S
27	PS	20	Arthropoda	*Calanus helgolandicus*	Reproduction	Sub-chronic (7d)	LOEC	75	Particles/mL	0.33	1	2.1	0.693	Cole et al. (2015)	S
28	PS	7.3	Arthropoda	*Centropages typicus*	Feeding	Acute (24h)	LOEC	4000	Particles/mL	4.09	2	2.1	4.299	Cole et al. (2013)	S
75	PE	2.5	Arthropoda	*Ceriodaphnia dubia*	Mortality	Acute (48h)	LC50	2.2	mg/L	2.2	2	1	1.100	Ziajahromi et al. (2017)	S
105	Unknown	3	Arthropoda	*Ceriodaphnia dubia*	Mortality	Acute (96h)	LC50	0.03	mg/L	0.03	2	1	0.017	Jaikumar et al. (2018)	S
1	PS	1	Chlorophyta	*Chlorella vulgaris*	Growth	Chronic (22d)	LOEC	10	mg/L	10	1	2.1	21.000	Mao et al., 2018	S
2	PS	0.1	Chlorophyta	*Chlorella vulgaris*	Growth	Chronic (22d)	LOEC	10	mg/L	10	1	2.1	21.000	Mao et al., 2018	S
111	PS	0.1	Chlorophyta	*Chlorella vulgaris*	Growth	Chronic (30d)	LOEC	100	mg/L	100	1	2.1	210	Mao et al. (2018)	S
3	PS	179	Mollusca	*Corbicula fluminea*	Mortality	Chronic (28d)	NOEC	3.2	mg/L	3.2	1	4.8	15.360	Rochman et al. (2017)	I
4	PE	209	Mollusca	*Corbicula fluminea*	Mortality	Chronic (28d)	NOEC	2.8	mg/L	2.8	1	4.8	13.440	Rochman et al. (2017)	I
5	PVC	169	Mollusca	*Corbicula fluminea*	Mortality	Chronic (28d)	NOEC	4.2	mg/L	4.2	1	4.8	20.160	Rochman et al. (2017)	I
6	PET	198	Mollusca	*Corbicula fluminea*	Mortality	Chronic (28d)	NOEC	4.1	mg/L	4.1	1	4.8	19.680	Rochman et al. (2017)	I
143	PMMA-PSMA	0.125	Arthropoda	*Corophium volutator*	Immobilization	Chronic (10d)	EC50	500	mg/L	500	1	1	500	Booth et al. 2016	S
144	PMMA	0.086	Arthropoda	*Corophium volutator*	Immobilization	Chronic (10d)	EC50	500	mg/L	500	1	1	500	Booth et al. 2016	S
7	PS	4	Mollusca	*Crassostrea gigas*	Growth	Chronic (27d)	LOEC	0.023	mg/L	0.023	1	2.1	0.048	Sussarellu et al., 2016	S
8	PS	4	Mollusca	*Crassostrea gigas*	Reproduction	Chronic (60d)	LOEC	0.023	mg/L	0.023	1	2.1	0.048	Sussarellu et al., 2016	S
12	PS	3.5	Mollusca	*Crepidula onyx*	Growth	Chronic (29d)	LOEC	60000	Particles/mL	1.41	1	2.1	2.970	Lo and Chan (2018)	S
77	PE	NA	Chordata	*Cyprinus carpio*	Mortality	Sub-Chronic (21d)	NOEC	2	mg/L	2	1	4.8	9.600	Nematdoost and Banaee (2017)	S
108	PS	0.0345	Chordata	*Danio rerio*	Reproduction	Acute (5d)	NOEC	10	mg/L	10	2	3.3	16.5	Pitt et al. (2018)	S
109	PS	0.0345	Chordata	*Danio rerio*	Mortality	Acute (5d)	NOEC	10	ppm	10	2	3.3	16.5	Pitt et al. (2018)	S

ANNEXE A (SUITE)

48	PS	50	Chordata	*Danio rerio*	Gut microbiota compo	Sub-chronic (14d)	LOEC	100	ug/L	0.1	1	2.1	0.210	Jin et al. (2018)	S
49	PS	0.5	Chordata	*Danio rerio*	Gut microbiota compo	Sub-chronic (14d)	LOEC	1000	ug/L	1	1	2.1	2.100	Jin et al. (2018)	S
91	PP	70	Chordata	*Danio rerio*	Survival	Sub-chronic (10d)	LOEC	10	mg/L	10	1	2.1	21.000	Lei et al. (2018)	I
92	PA	70	Chordata	*Danio rerio*	Survival	Sub-chronic (10d)	NOEC	10	mg/L	10	1	4.8	48.000	Lei et al. (2018)	I
93	PE	70	Chordata	*Danio rerio*	Survival	Sub-chronic (10d)	NOEC	10	mg/L	10	1	4.8	48.000	Lei et al. (2018)	I
94	PVC	70	Chordata	*Danio rerio*	Survival	Sub-chronic (10d)	NOEC	10	mg/L	10	1	4.8	48.000	Lei et al. (2018)	I
95	PS	0.1	Chordata	*Danio rerio*	Survival	Sub-chronic (10d)	NOEC	10	mg/L	10	1	4.8	48.000	Lei et al. (2018)	S
96	PS	1	Chordata	*Danio rerio*	Survival	Sub-chronic (10d)	NOEC	10	mg/L	10	1	4.8	48.000	Lei et al. (2018)	S
97	PS	5	Chordata	*Danio rerio*	Survival	Sub-chronic (10d)	NOEC	10	mg/L	10	1	4.8	48.000	Lei et al. (2018)	S
110	PS	0.5	Chordata	*Danio rerio*	Gut microbiota compo	Acute (14d)	LOEC	1000	ug/L	1	2	2.1	1050	Jin et al. (2018)	S
67	PE	69	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Chronic (21d)	NOEC	100	mg/L	100	1	4.8	480.000	Canniff and Hoang (2018)	S
68	PE	69	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	NOEC	100	mg/L	100	1	4.8	480.000	Canniff and Hoang (2018)	S
18	PS	2	Arthropoda	*Daphnia magna*	Feeding	Acute (24h)	NOEC	1	mg/L	1	2	3.3	1.650	Rist et al. (2017)	S
19	PS	0.168	Arthropoda	*Daphnia magna*	Feeding	Acute (24h)	LOEC	1	mg/L	1	2	2.1	1.050	Rist et al. (2017)	S
20	PS	2	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Chronic (21d)	NOEC	1	mg/L	1	1	4.8	4.800	Rist et al. (2017)	S
21	PS	2	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Chronic (21d)	NOEC	1	mg/L	1	1	4.8	4.800	Rist et al. (2017)	S
22	PS	.168	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	NOEC	1	mg/L	1	1	4.8	4.800	Rist et al. (2017)	S
23	PS	0.168	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	NOEC	1	mg/L	1	1	4.8	4.800	Rist et al. (2017)	S
73	PE	2.6	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	EC50	86000	Particles/mL	0.40	1	1	0.396	Ogonowski et al. (2016)	I
74	Unkown	4.1	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	EC50	280000	Particles/mL	6.57	1	1	6.570	Ogonowski et al. (2016)	S
101	Unknown	3	Arthropoda	*Daphnia magna*	Immobilization	Chronic (21d)	LOEC	0.02	mg/L	0.02	1	2.1	0.042	Pacheco et al. (2018)	S
102	Unknown	3	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	LOEC	0.2	mg/L	0.2	1	2.1	0.420	Pacheco et al. (2018)	S
103	Unknown	3	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Chronic (21d)	NOEC	0.1	mg/L	0.1	1	4.8	0.480	Martins and Guilhermino (2018)	S
15	PS	2	Arthropoda	*Daphnia magna*	Motality	Chronic (21d)	LOEC	0.00139	mg/L	0.00139	1	2.1	0.003	Aljaibachi and Callaghan (2018)	S
16	PS	2	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	NOEC	0.0111	mg/L	0.01	1	4.8	0.053	Aljaibachi and Callaghan (2018)	S
17	PS	2	Arthropoda	*Daphnia magna*	Reproduction	Chronic (21d)	NOEC	0.0111	mg/L	0.01	1	4.8	0.053	Aljaibachi and Callaghan (2018)	S
55	PE	5.5	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Acute (96h)	LC50	26.38	mg/L	26.38	2	1	13.190	Jaikumar et al. (2018)	I
69	PE	58	Arthropoda	*Daphnia magna*	Immobilization	Acute (2d)	LOEC	1000	mg/L	1000	2	2.1	1050.000	Frydkjær et al. (2017)	S
71	PE	2.5	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Acute (4d)	EC50	57.43	mg/L	57.43	2	1	28.715	Rehse et al. (2016)	S
72	PE	98	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Acute (4d)	NOEC	400	mg/L	400	2	3.3	660.000	Rehse et al. (2016)	S
98	PA	17.5	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Acute (2d)	NOEC	250	mg/L	250	2	3.3	412.500	Rehse et al. (2018)	I
100	Unknown	3	Arthropoda	*Daphnia magna*	Mortality	Acute (96h)	LC50	18.414	mg/L	18.414	2	1	9.207	Jaikumar et al. (2018)	S
139	PMMA-PSMA	0.125	Arthropoda	*Daphnia magna*	Immobilization	Acute (2d)	EC50	879	mg/L	879	2	1	439.5	Booth et al. 2016	S
140	PMMA	0.086	Arthropoda	*Daphnia magna*	Immobilization	Acute (2d)	EC50	1000	mg/L	1000	2	1	500	Booth et al. 2016	S
123	PS-PEI	0.055	Arthropoda	*Daphnia magna*	Growth	Acute (2d)	EC50	0.77	mg/L	0.77	2	1	0.385	Casado et al.. 2013	S
124	PS-PEI	0.11	Arthropoda	*Daphnia magna*	Growth	Acute (2d)	EC50	0.66	mg/L	0.66	2	1	0.33	Casado et al.. 2013	S
126	PS	0.07	Arthropoda	*Daphnia magna*	Survival	Chronic (21d)	NOEC	150	mg/L	150	1	4.8	720	Besseling et al., 2014	S
129	PS	0.192	Arthropoda	*Daphnia magna*	Survival	Acute (1d)	LC50	36.3	mg/L	36.3	2	1	18.15	Nasser and Lynch, 2016	S
130	PS	0.08909	Arthropoda	*Daphnia magna*	Survival	Acute (1d)	LC50	25.8	mg/L	25.8	2	1	12.9	Nasser and Lynch, 2016	S
131	PS	0.2015	Arthropoda	*Daphnia magna*	Immobilization	Acute (2d)	EC50	42.78	mg/L	42.78	2	1	21.39	Kim et al. (2017)	S
132	PS	0.1913	Arthropoda	*Daphnia magna*	Immobilization	Acute (2d)	EC50	25.96	mg/L	25.96	2	1	12.98	Kim et al. (2017)	S

ANNEXE A (SUITE)

56	PE	5.5	Arthropoda	*Daphnia pulex*	Mortality	Acute (96h)	LC50	0.33	mg/L	0.33	2	1	0.165	Jaikumar et al. (2018)	I
57	PE	5.5	Arthropoda	*Daphnia pulex*	Mortality	Acute (96h)	LC50	26.38	mg/L	26.38	2	1	13.190	Jaikumar et al. (2018)	I
104	Unknown	3	Arthropoda	*Daphnia pulex*	Mortality	Acute (96h)	LC50	5.33	mg/L	5.33	2	1	2.665	Jaikumar et al. (2018)	S
99	Unknown	3	Chordata	*Dicentrarchus labrax*	Enzyme acitivity	Acute (96h)	LOEC	0.69	mg/L	0.69	2	2.1	0.725	Barboza et al. (2018)	S
112	PS	0.05	Chlorophyta	*Dunaliella tertiolecta*	Growth	Chronic (3d)	LOEC	250	mg/L	250	1	2.1	525	Sjollema et al. (2015)	S
113	PS	0.5	Chlorophyta	*Dunaliella tertiolecta*	Growth	Chronic (3d)	NOEC	250	mg/L	250	1	4.8	1200	Sjollema et al. (2015)	S
114	PS	6	Chlorophyta	*Dunaliella tertiolecta*	Growth	Chronic (3d)	NOEC	250	mg/L	250	1	4.8	1200	Sjollema et al. (2015)	S
115	PS	0.5	Chlorophyta	*Dunaliella tertiolecta*	Growth	Chronic (3d)	NOEC	250	mg/L	250	1	4.8	1200	Sjollema et al. (2015)	S
116	PS	0.05648	Chlorophyta	*Dunaliella tertiolecta*	Growth	Chronic (3d)	EC50	12.97	mg/L	12.97	1	1	12.97	Bergami et al. (2017)	S
117	PS	0.05648	Chlorophyta	*Dunaliella tertiolecta*	Growth	Chronic (3d)	NOEC	10	mg/L	10	1	4.8	48	Bergami et al. (2017)	S
14	PS	5	Arthropoda	*Eriocheir sinensis*	Mortality	Chronic (21d)	NOEC	40	mg/L	40	1	4.8	192.000	Yu et al. (2018)	S
58	PE	18.5	Arthropoda	*Hyalella azteca*	Survival	Chronic (10d)	LC50	46000	Particles/mL	172.33	1	1	172.326	Au et al. (2015)	S
59	PE	18.5	Arthropoda	*Hyalella azteca*	Growth	Chronic (28d)	LOEC	5000	Particles/mL	18.73	1	2.1	39.335	Au et al. (2015)	S
60	PE	18.5	Arthropoda	*Hyalella azteca*	Reproduction	Chronic (28d)	LOEC	5000	Particles/mL	18.73	1	2.1	39.335	Au et al. (2015)	S
135	PS	0.1	Mollusca	*Meretrix meretrix*	Reproduction (hatchin	Acute (24h - 7d)	LOEC	0.2	mg/L	0.2	2	2.1	0.21	Luan et al. (2019)	S
136	PS	0.2	Mollusca	*Meretrix meretrix*	Reproduction (hatchin	Acute (24h - 7d)	LOEC	0.2	mg/L	0.2	2	2.1	0.21	Luan et al. (2019)	S
137	PS	0.1	Mollusca	*Meretrix meretrix*	Malformation rate	Acute (24h - 7d)	LOEC	0.02	mg/L	0.02	2	2.1	0.021	Luan et al. (2019)	S
138	PS	0.2	Mollusca	*Meretrix meretrix*	Malformation rate	Acute (24h - 7d)	LOEC	0.02	mg/L	0.02	2	2.1	0.021	Luan et al. (2019)	S
13	PS	16.36	Mollusca	*Mytilus edulis*	Metabolic activity	Sub-chronic (14d)	NOEC	110	Particles/mL	4.78	1	4.8	22.932	Van Cauwenberghe et al. (2015)	S
45	PS	10	Chordata	*Oryzias melastigma*	Mortality	Sub-chronic (14d)	LOEC	75.8	Particles/mL	0.04	1	2.1	0.088	Cong et al. (2019)	S
46	PS	10	Chordata	*Oryzias melastigma*	Growth	Sub-chronic (14d)	LOEC	75.8	Particles/mL	0.04	1	2.1	0.088	Cong et al. (2019)	S
47	PS	10	Chordata	*Oryzias melastigma*	Reproduction	Sub-chronic (14d)	LOEC	75.8	Particles/mL	0.04	1	2.1	0.088	Cong et al. (2019)	S
29	PS	6	Echinodermata	*Paracentrotus lividus*	Reproduction	Acute (15m)	LOEC	1000	Particles/mL	0.06	2	2.1	0.062	Martínez-Gomez et al. (2017)	S
30	PE(HD)	40	Echinodermata	*Paracentrotus lividus*	Growth	Acute (48h)	NOEC	5	g/L	5000.00	2	3.3	8250.000	Martínez-Gomez et al. (2017)	I
133	PS	0.04	Echinodermata	*Paracentrotus lividus*	Survival (Embryotoxici	Acute (2d)	NOEC	50	mg/L	50	2	3.3	82.5	Della Torre et al., 2014	S
134	PS	0.05	Echinodermata	*Paracentrotus lividus*	Survival (Embryotoxici	Acute (2d)	LC50	2.61	mg/L	2.61	2	1	1.305	Della Torre et al., 2014	S
82	PVC	25.5	Mollusca	*Perna viridis*	Survival	Chronic (91d)	LOEC	2160	mg/L	2160.00	1	2.1	4536.000	Rist et al. (2016)	S
11	PS	8	Mollusca	*Pinctada margaritifera*	Energy balance	Chronic (60d)	LOEC	0.25	ug/L	0.00025	1	2.1	0.001	Gardon et al. (2018)	S
119	PS-PEI	0.055	Chlorophyta	*Pseudokirchneriella subca*	Growth	Chronic (3d)	EC50	0.58	mg/L	0.58	1	1	0.58	Casado et al., 2013	S
120	PS-PEI	0.11	Chlorophyta	*Pseudokirchneriella subca*	Growth	Chronic (3d)	EC50	0.54	mg/L	0.54	1	1	0.54	Casado et al., 2013	S
125	PS	0.07	Chlorophyta	*Scenedesmus obliquus*	Growth	Chronic (3d)	LOEC	1100	mg/L	1100	1	2.1	2310	Besseling et al., 2014	S
9	PS	18.4	Mollusca	*Scrobicularia plana*	Condition Index (Grow	Sub-chronic (14d)	NOEC	1	mg/L	1	1	4.8	4.800	Ribeiro et al. (2017)	S
10	PS	18.4	Mollusca	*Scrobicularia plana*	Antioxydant capacity a	Sub-chronic (14d)	LOEC	1	mg/L	1.00	1	2.1	2.100	Ribeiro et al. (2017)	S
41	PS	15	Chordata	*Sebastes schlegelii*	Behavior	Sub-chronic (14d)	LOEC	190	ug/L	0.19	1	2.1	0.399	Yin et al. (2019)	S
42	PS	0.5	Chordata	*Sebastes schlegelii*	Behavior	Sub-chronic (21d)	NOEC	190	ug/L	0.19	1	4.8	0.912	Yin et al. (2019)	S
43	PS	15	Chordata	*Sebastes schlegelii*	Growth	Sub-chronic (21d)	LOEC	190	ug/L	0.19	1	2.1	0.399	Yin et al. (2019)	S
44	PS	0.5	Chordata	*Sebastes schlegelii*	Growth	Sub-chronic (21d)	LOEC	190	ug/L	0.19	1	2.1	0.399	Yin et al. (2019)	S
80	PVC	1000	Ochrophyta	*Skeletonema costatum*	Growth	Chronic (4d)	NOEC	2000	mg/L	2000	1	4.8	9600.000	Zhang et al. (2017)	I
81	PVC	1	Ochrophyta	*Skeletonema costatum*	Growth	Chronic (3d)	LOEC	1	mg/L	1	1	2.1	2.100	Zhang et al. (2017)	S
121	PS-PEI	0.055	Arthropoda	*Thamnocephalus platyuru*	Survival	Acute (1d)	EC50	5.2	mg/L	5.2	2	1	2.6	Casado et al., 2012	S
122	PS-PEI	0.11	Arthropoda	*Thamnocephalus platyuru*	Survival	Acute (1d)	EC50	4.03	mg/L	4.03	2	1	2.015	Casado et al., 2012	S

ANNEXE A (SUITE)

31	PS	6	Arthropoda	*Tigriopus japonicus*	Reproduction	Sub-chronic (14d)	EC50	0.04	mg/L	0.04	1	1	0.040	Lee et al. (2013)	S
32	PS	0.5	Arthropoda	*Tigriopus japonicus*	Survival	Sub-chronic (14d)	LC50	23.5	mg/L	23.5	1	1	23.500	Lee et al. (2013)	S
33	PS	0.5	Arthropoda	*Tigriopus japonicus*	Reproduction	Sub-chronic (14d)	EC50	0.04	mg/L	0.04	1	1	0.040	Lee et al. (2013)	S
34	PS	0.05	Arthropoda	*Tigriopus japonicus*	Survival	Sub-chronic (14d)	LC50	0.16	mg/L	0.16	1	1	0.160	Lee et al., 2013	S
53	PE	28.5	Echinodermata	*Tripneustes gratilla*	Growth	Acute (5d)	LOEC	300	Particles/mL	3.28	2	2.1	3.444	Kaposi et al. (2014)	S
54	PE	28.5	Echinodermata	*Tripneustes gratilla*	Survival	Acute (5d)	NOEC	300	Particles/mL	3.28	2	3.3	5.412	Kaposi et al. (2014)	S
141	PMMA-PSMA	0.125	Proteobacteria	*Vibrio fischeri*	Inhibition	Acute (15min)	EC50	1000	mg/L	1000	2	1	500	Booth et al. 2016	S
142	PMMA	0.086	Proteobacteria	*Vibrio fischeri*	Inhibition	Acute (15min)	EC50	1000	mg/L	1000	2	1	500	Booth et al. 2016	S
106	PS	0.05	Chordata	*Xenopus laevis*	Survival	Acute (7d)	LOEC	4.5	mg/L	4.5	2	2.1	4.725	Tusselino et al. (2015)	S
107	PS	0.05	Chordata	*Xenopus laevis*	Growth	Acute (7d)	LOEC	4.5	mg/L	4.5	2	2.1	4.725	Tusselino et al. (2015)	S

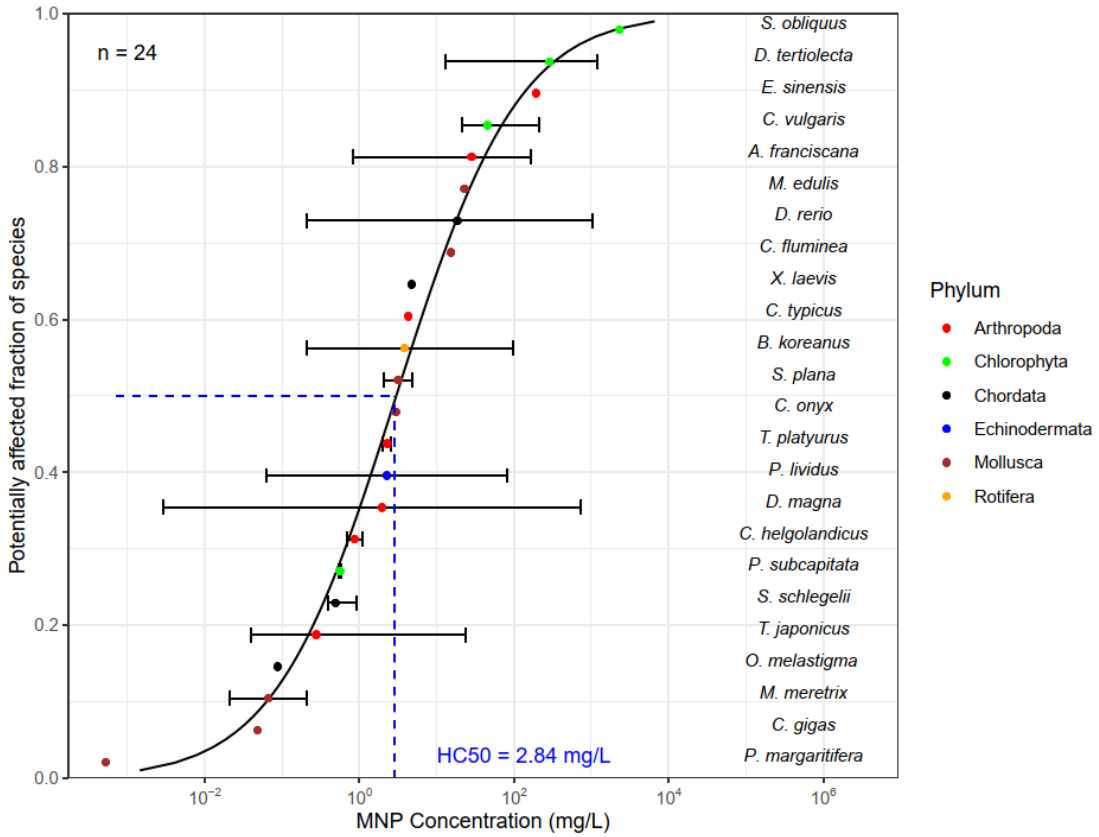
ANNEXE B

TABLE S2 : CALCULATED EFFECT FACTORS AND THEIR ASSOCIATED AVLOGEC50, HC50 AND CONFIDENCE INTERVAL 95%.

Category	Sub-groups	avlogEC$_{50}$ (log mg.L^{-1})	HC$_{50}$ (mg.L^{-1})	EF (PAF.m^3.kg^{-1})	Confidence interval 95%
All	**BEST**	0.840	6.860	72.90	(7.22-736.41)
	ALL	0.784	6.080	82.28	(24.94-271.43)
Size	**MP**	0.630	4.290	116.53	(27.44-494.96)
	NP	1.090	12.420	40.23	(8.41-192.55)
Type	**PE**	1.360	23.110	21.64	(2.71-172.78)
	PS	0.450	2.840	175.90	(45.26-683.67)
	Non PS or PE	1.350	22.580	22.14	(1.62-301.80)

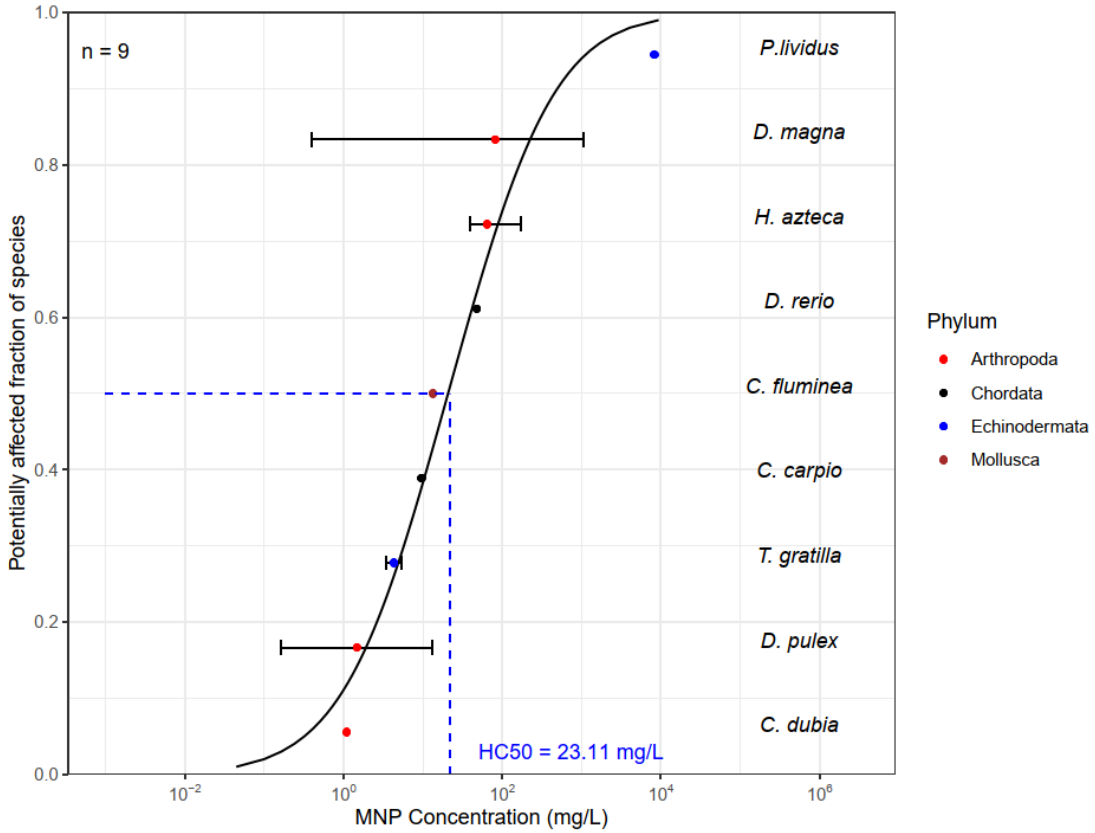
ANNEXE C

FIGURE S1 : SSD FOR POLYSTYRENE MNPS



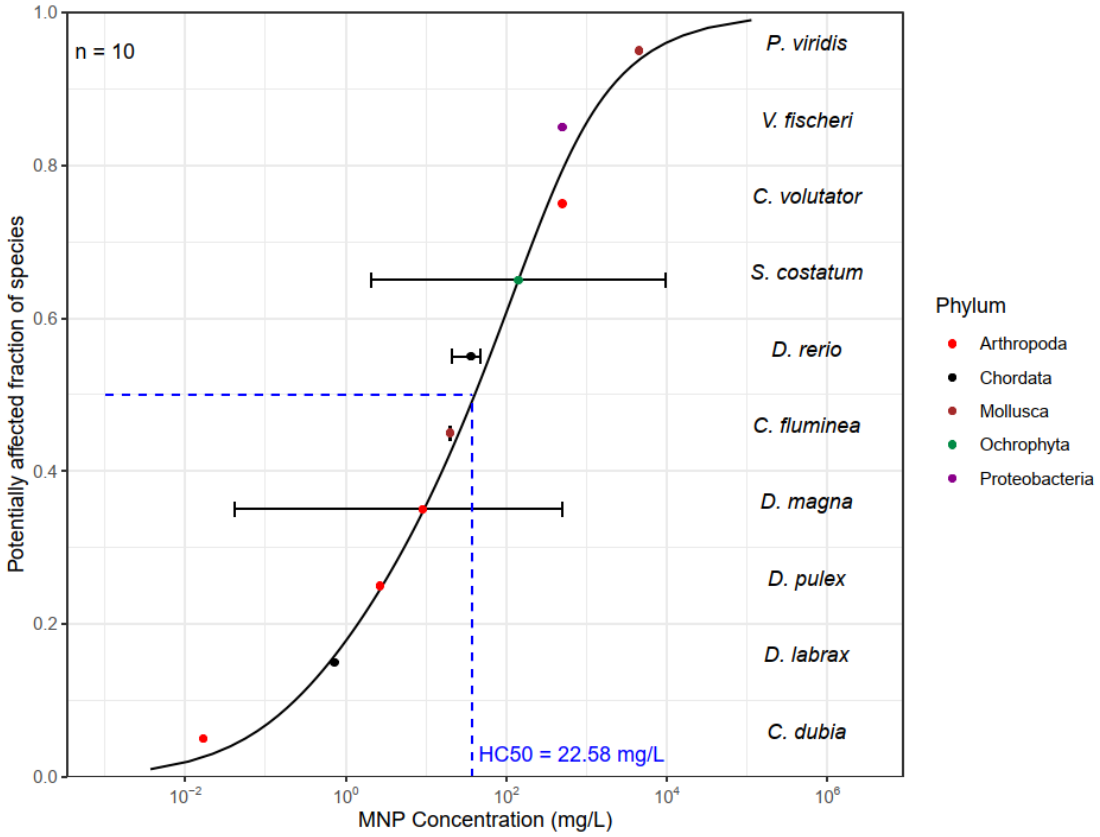
ANNEXE D

FIGURE S2 : SSD FOR POLYETHYLENE MNPS



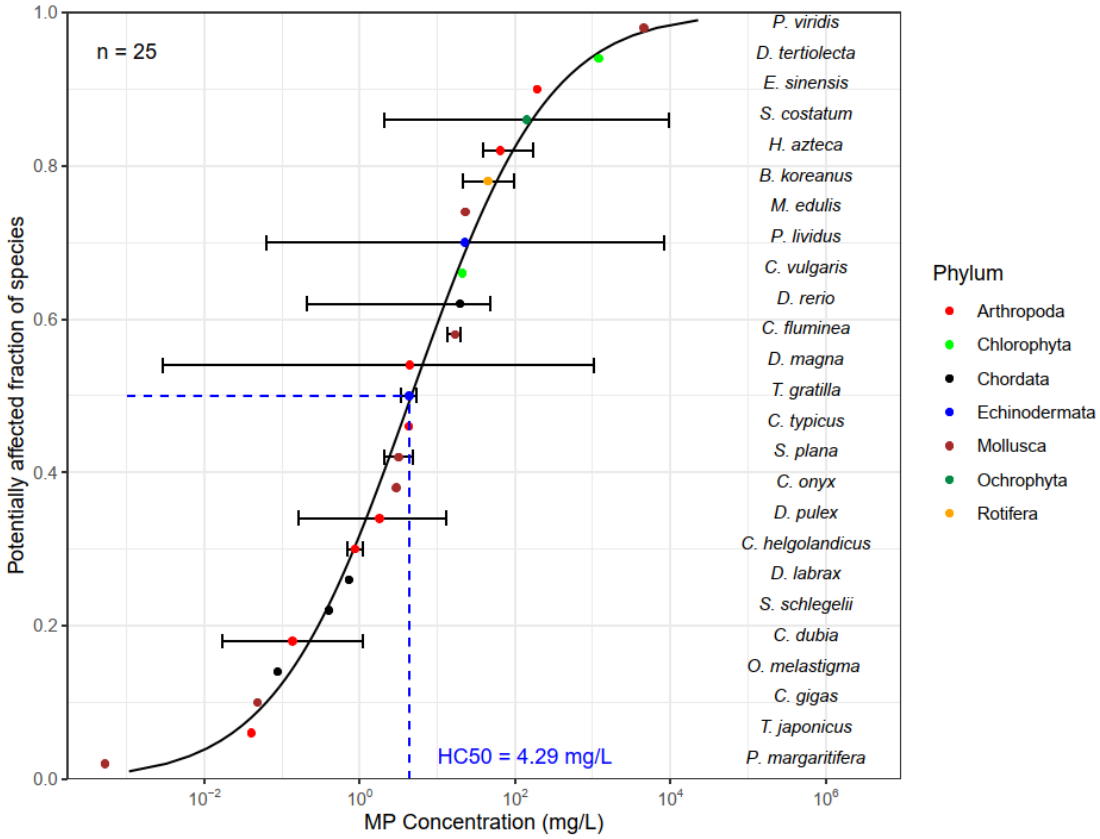
ANNEXE E

FIGURE S3 : SSD FOR NON POLYSTYRENE AND NON POLYETHYLENE MNPS



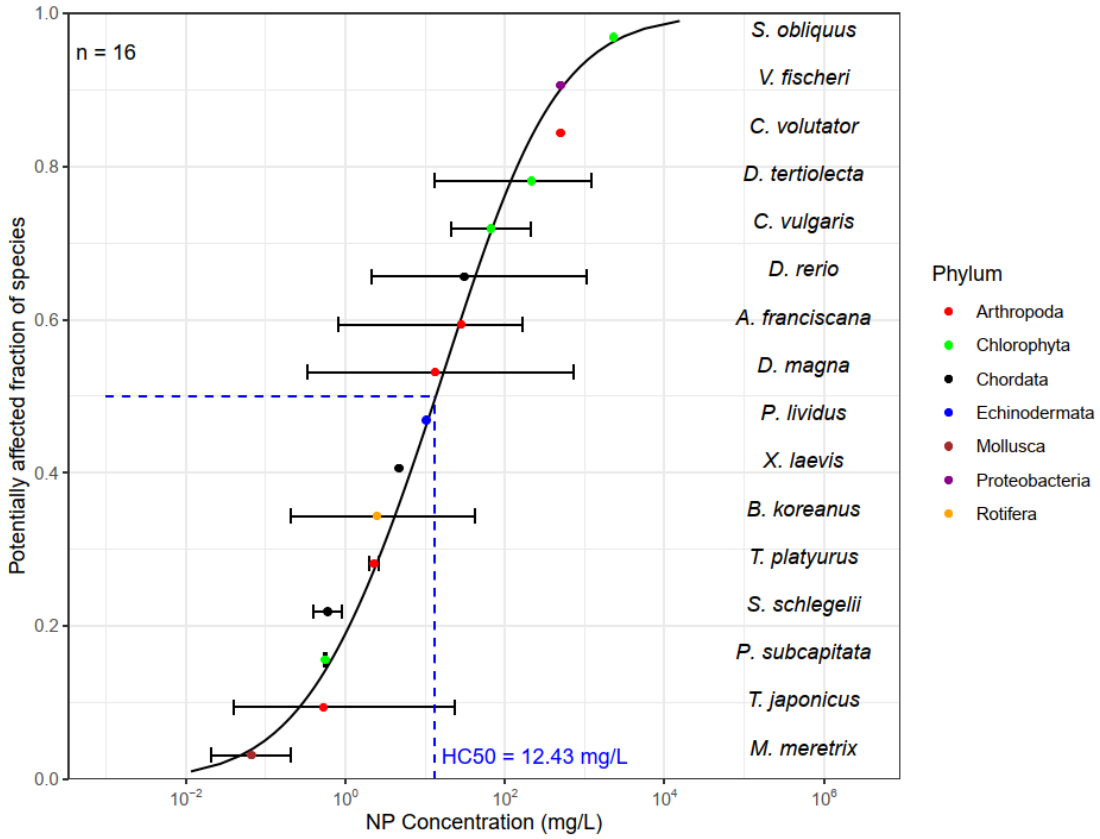
ANNEXE F

FIGURE S4 : SSD FOR MICROPLASTICS



ANNEXE G

FIGURE S5 : SSD FOR NANOPLASTICS



RÉFÉRENCES

Adam, V., Yang, T. et Nowack, B. (2019). Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(2), 436-447. https://doi.org/10.1002/etc.4323

Ahbe, S., Braunschweig, A., & Müller-Wenk, R. (1990). Methodik für Oekobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. 133. *Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern*.

Anbumani, S. et Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(15), 14373-14396. https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x

Andrady, A. L. et Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 1977-1984. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304

Au, S. Y., Bruce, T. F., Bridges, W. C. et Klaine, S. J. (2015). Responses of Hyalella azteca to acute and chronic microplastic exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *34*(11), 2564-2572. https://doi.org/10.1002/etc.3093

Bare, J. (2011). TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Technologies and Environmental Policy*, *13*(5), 687-696.

Barboza, L. G. A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B. R. B. O., Lundebye, A.-K. et Guilhermino, L. (2018). Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, *133*, 336-348.

Bergami, E., Pugnalini, S., Vannuccini, M. L., Manfra, L., Faleri, C., Savorelli, F., … Corsi, I. (2017). Long-term toxicity of surface-charged polystyrene nanoplastics to marine planktonic species Dunaliella tertiolecta and Artemia franciscana. *Aquatic Toxicology*, *189*, 159-169. doi: 10.1016/j.aquatox.2017.06.008

Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., Alfred-Wegener-Institut et Göteborgs universitet (dir.). (2015). *Marine anthropogenic litter.* Springer Open. Cham Heidelberg New York Dordrecht London : Springer.

Besseling, E., Redondo-Hasselerharm, P., Foekema, E. M. et Koelmans, A. A. (2019). Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *49*(1), 32-80. https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1531688

Booth, A. M., Hansen, B. H., Frenzel, M., Johnsen, H. et Altin, D. (2016). Uptake and toxicity of methylmethacrylate-based nanoplastic particles in aquatic organisms. *Environmental toxicology and chemistry*, *35*(7), 1641-1649.

Browne, M. A., Galloway, T. et Thompson, R. (2007). Microplastic—an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, *3*(4), 559-561.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. et Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, *45*(21), 9175-9179.

Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., … Jolliet, O. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*.

Bulle, C. (2019). *Approche par cycle de vie, Présentation Séance 6, SEN4002.* Université du Québec à Montréal. Département des sciences de l'environnement.

Burns, E. E. et Boxall, A. B. A. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps: Microplastics in the environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *37*(11), 2776-2796. doi: 10.1002/etc.4268

Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., & Peck, B. B. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, *178*(4062), 749-750.

Carpenter, E. J., & Smith, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, *175*(4027), 1240-1241.

Casado, M. P., Macken, A. et Byrne, H. J. (2013). Ecotoxicological assessment of silica and polystyrene nanoparticles assessed by a multitrophic test battery. *Environment International*, *51*, 97-105. doi: 10.1016/j.envint.2012.11.001

Chithrani, B. D., Ghazani, A. A. et Chan, W. C. W. (2006). Determining the Size and Shape Dependence of Gold Nanoparticle Uptake into Mammalian Cells. *Nano Letters*, *6*(4), 662-668. doi: 10.1021/nl052396o

Claessens, M., Meester, S. D., Landuyt, L. V., Clerck, K. D. et Janssen, C. R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(10), 2199-2204.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C. et Galloway, T. S. (2015). The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology*, *49*(2), 1130-1137.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. et Galloway, T. S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*, *47*(12), 6646-6655.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. et Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(12), 2588-2597.

Collignon, A., Hecq, J.-H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F. et Goffart, A. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *64*(4), 861-864.

EC-JRC (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD). Handbook-recommendations for life cycle impact assessment in the European context. 1ère éd. Luxembourg.

ECETOC. (2016). Freshwater ecotoxicity as an impact category in life cycle assessment. Technical report no. 127. Brussels.

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., … Rifman, S. (2013). Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, *68*(1-2), 71-76.

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., … 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.

Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M. et Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, *242*, 1930-1938. 1930-1938. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069

Fantke, P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T.E., Posthuma, L., Rosenbaum, R.K., van de Meent, D., van Zelm, R. (2017). USEtox® 2.0 Documentation (Version 1). Récupéré de http://usetox.org.

Fantke, P., Jolliet, O., et Hauschild, M., (2019). USEtox Ecosystem Toxicity Effects. PhD Summer School, 3-7 June 2019. Singapore.

Farrell, P. et Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: Mytilus edulis (L.) to Carcinus maenas (L.). *Environmental Pollution*, *177*, 1-3.

Fendall, L. S. et Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, *58*(8), 1225-1228.

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K. et Klüppel, H.-J. (2006). The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *11*(2), 80-85.

Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., … Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, *91*(1), 1-21.

Fröhlich, E., Kueznik, T., Samberger, C., Roblegg, E., Wrighton, C. et Pieber, T. R. (2010). Size-dependent effects of nanoparticles on the activity of cytochrome P450 isoenzymes. *Toxicology and Applied Pharmacology*, *242*(3), 326-332. doi: 10.1016/j.taap.2009.11.002

Gambardella, C., Piazza, V., Albentosa, M., Bebianno, M. J., Cardoso, C., Faimali, M., … Beiras, R. (2019). Microplastics do not affect standard ecotoxicological endpoints in marine unicellular organisms. *Marine Pollution Bulletin*, *143*, 140-143. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.04.055

GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Kershaw, P. J., ed. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.

Geyer, R., Jambeck, J. R. et 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

Guinée, J. B. (2002). Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The international journal of life cycle assessment*, *7*(5), 311-313.Hauschild, M. Z. et Huijbregts, M. A. J. (2015). *Life Cycle Impact Assessment*. Dordrecht : Springer Netherlands.

Hammer, J., Kraak, M. H. S. et Parsons, J. R. (2012). Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. [Plastics in the Marine Environment]. Dans D. M. Whitacre (dir.), *Reviews of Environmental*

Contamination and Toxicology (vol. 220, p. 1-44). New York, NY : Springer New York.

Hauschild, M. Z., & Wenzel, H. (1998). Environmental assessment of products, Volume 2: Scientific background.

Hauschild, M. Z., & Huijbregts, M. A. J. (2015). *Life Cycle Impact Assessment* (M. Z. Hauschild & M. A. J. Huijbregts, Éds.). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9744-3_1

Heijungs, R., Guinée, J. B., Rijksuniversiteit Leiden et Nederlandse Organisatie voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk Onderzoek (dir.). (1992). *Environmental life cycle assessment of products*NOH report. Leiden : Centrum voor Milieukunde.

Henderson, A. D., Hauschild, M. Z., van de Meent, D., Huijbregts, M. A. J., Larsen, H. F., Margni, M., … Jolliet, O. (2011). USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *16*(8), 701-709. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0294-6

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. et Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, *46*(6), 3060-3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

Hinojosa, I. A. et Thiel, M. (2009). Floating marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, *58*(3), 341-350.

Huppes G., Curran M. A. (2012). Environmental life cycle assessment: background and perspective. Dans: Curran M. A. (ed) (2012) Life cycle assessment handbook – A guide for environmentally sustainable products. Scrivener Publishing, Salem, M. A., and Wiley, Hoboken.

International Organization for Standardization. (2006). *Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines* (ISO/DIS Standard No. 14044).

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., … Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, *347*(6223), 5. https://doi.org/10.1126/science.1260352

Jeong, C.-B., Won, E.-J., Kang, H.-M., Lee, M.-C., Hwang, D.-S., Hwang, U.-K., … Lee, J.-S. (2016). Microplastic Size-Dependent Toxicity, Oxidative Stress Induction, and p-JNK and p-p38 Activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*). *Environmental Science & Technology*, *50*(16), 8849-8857. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01441

Jin, Y., Xia, J., Pan, Z., Yang, J., Wang, W. et Fu, Z. (2018). Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. *Environmental Pollution*, *235*, 322-329.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G. et Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *8*(6), 324-330. doi: 10.1007/BF02978505

Jolliet, O., Saadé, M. et Crettaz, P. (2010). *Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan*. (s. l.) : PPUR Presses polytechniques.

Jolliet, O., Saade-Sbeih, M., Shaked, S., Jolliet, A., Crettaz, P., Saade-Sbeih, M., … Crettaz, P. (2015). *Environmental Life Cycle Assessment*. CRC Press.

Kaposi, K. L., Mos, B., Kelaher, B. P. et Dworjanyn, S. A. (2014). Ingestion of Microplastic Has Limited Impact on a Marine Larva. *Environmental Science & Technology*, *48*(3), 1638-1645.

Kim, D., Chae, Y. et An, Y.-J. (2017). Mixture Toxicity of Nickel and Microplastics with Different Functional Groups on *Daphnia magna*. *Environmental Science & Technology*, *51*(21), 12852-12858. doi: 10.1021/acs.est.7b03732

Law, K. L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J. et Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, *329*(5996), 1185-1188.

Law, K. L., Morét-Ferguson, S. E., Goodwin, D. S., Zettler, E. R., DeForce, E., Kukulka, T. et Proskurowski, G. (2014). Distribution of Surface Plastic Debris in the Eastern Pacific Ocean from an 11-Year Data Set. *Environmental Science & Technology*, *48*(9), 4732-4738.

Larsen, H. F. et Hauschild, M. (2007). GM-troph: A Low Data Demand Ecotoxicity Effect Indicator for Use in LCIA (13+3 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *12*(2), 79-91. https://doi.org/10.1065/lca2006.12.288

Lee, K.-W., Shim, W. J., Kwon, O. Y. et Kang, J.-H. (2013). Size-Dependent Effects of Micro Polystyrene Particles in the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology*, *47*(19), 11278-11283. https://doi.org/10.1021/es401932b

Lenz, R., Enders, K. et Nielsen, T. G. (2016). Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(29), E4121-E4122. doi: 10.1073/pnas.1606615113

Leslie, H. A. (2014). *Review of Microplastics in Cosmetics*, p. 33. IVM Institute for Environmental Studies.

Li, H.-X., Getzinger, G. J., Ferguson, P. L., Orihuela, B., Zhu, M. et 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.

Life Cycle Initiative. (2019). Our Mission, Vision and Impact – Life Cycle Initiative. Récupéré de https://www.lifecycleinitiative.org/about/our-mission-vision-and-impact/

MarILCA. (2020). Project Framework and Projects. Récupéré de: https://marilca.org/project-framework-and-projects/

Martínez-Gómez, C., León, V. M., Calles, S., Gomáriz-Olcina, M. et Vethaak, A. D. (2017). The adverse effects of virgin microplastics on the fertilization and larval development of sea urchins. *Marine Environmental Research*, *130*, 69-76.

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. et Kaminuma, T. (2001). Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, *35*(2), 318-324.

Nasser, F. et Lynch, I. (2016). Secreted protein eco-corona mediates uptake and impacts of polystyrene nanoparticles on Daphnia magna. *Journal of Proteomics*, *137*, 45-51. doi: 10.1016/j.jprot.2015.09.005

Nobre, C. R., Santana, M. F. M., Maluf, A., Cortez, F. S., Cesar, A., Pereira, C. D. S. et Turra, A. (2015). Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin Lytechinus variegatus (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, *92*(1-2), 99-104.

Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å. et Gorokhova, E. (2016). The Effects of Natural and Anthropogenic Microparticles on Individual Fitness in Daphnia magna. *PLOS ONE*, *11*(5), e0155063. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155063

Payet, J. (2004). *Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA)*. Lausanne, Switzerland : École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL).

Peixoto, D., Amorim, J., Pinheiro, C., Oliva-Teles, L., Varó, I., de Medeiros Rocha, R. et Vieira, M. N. (2019). Uptake and effects of different concentrations of spherical polymer microparticles on Artemia franciscana. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *176*, 211-218.

Phuong, N. N., Zalouk-Vergnoux, A., Poirier, L., Kamari, A., Châtel, A., Mouneyrac, C. et Lagarde, F. (2016). Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? *Environmental Pollution*, *211*, 111-123.

Pilz, H., Schweighofer, J., & Kletzer, E. (2005). The contribution of plastic products to resource efficiency. *PlasticsEurope-Association of Plastics Manufacturers, Brussels, Belgium*.

PlasticsEurope. (2006*). The Compelling Facts About Plastics: An Analysis of Plastic Production, Demand and Recovery for 2006 in Europe.*

PlasticsEurope. (2019). *Plastics - the Facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Récupéré de: https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf

PlasticsEurope. (2019). What are plastics. Récupéré de https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics

Rehse, S., Kloas, W. et Zarfl, C. (2016). Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of Daphnia magna. *Chemosphere*, *153*, 91-99. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.133

Reisser, J., Shaw, J., Wilcox, C., Hardesty, B. D., Proietti, M., Thums, M. et Pattiaratchi, C. (2013). Marine Plastic Pollution in Waters around Australia: Characteristics, Concentrations, and Pathways. *PLoS ONE*, *8*(11), e80466.

Rist, S., Baun, A. et Hartmann, N. B. (2017). Ingestion of micro- and nanoplastics in Daphnia magna – Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. *Environmental Pollution*, *228*, 398-407. doi: 10.1016/j.envpol.2017.05.048

Rist, S., Carney Almroth, B., Hartmann, N. B. et Karlsson, T. M. (2018). A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of The Total Environment*, *626*, 720-726.

Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A., Jolliet, O., Juraske, R., … Margni, M. (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. https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4

Rosenkranz, P., Chaudhry, Q., Stone, V. et Fernandes, T. F. (2009). A comparision of nanoparticle and fine particle uptake by Daphnia magna. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *28*(10), 2142. doi: 10.1897/08-559.1

Saouter, E., Aschberger, K., Fantke, P., Hauschild, M. Z., Bopp, S. K., Kienzler, A., … Sala, S. (2017). Improving substance information in USEtox®, part 1: Discussion on data and approaches for estimating freshwater ecotoxicity effect factors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *36*(12), 3450-3462.

Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H. S. et Vethaak, A. D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic Toxicology*, *170*, 259-261. doi: 10.1016/j.aquatox.2015.12.002

Sonnemann, G. et Valdivia, S. (2017). Medellin Declaration on Marine Litter in Life Cycle Assessment and Management: Facilitated by the Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation (FSLCI) in close cooperation with La Red Iberoamericana de Ciclo de Vida (RICV) on Wednesday 14 of June 2017. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *22*(10), 1637-1639. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1382-z

Straub, S., Hirsch, P. E. et Burkhardt-Holm, P. (2017). Biodegradable and Petroleum-Based Microplastics Do Not Differ in Their Ingestion and Excretion but in Their Biological Effects in a Freshwater Invertebrate Gammarus fossarum. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(7), 774.

Sundt, P., Schulze, P., et Syversen, F. (2014). Sources of microplastic- pollution to the marine environment, Norwegian Environment Agency. UNEP (2015). Plastics in Cosmetics (A Fact Sheet. UNEP).

Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., … Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *113*(9), 2430-2435. https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113

Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., … Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 2027-2045.

Tussellino, M., Ronca, R., Formiggini, F., Marco, N. D., Fusco, S., Netti, P. A., et Carotenuto, R. (2015). Polystyrene nanoparticles affect Xenopus laevis development. *Journal of Nanoparticle Research*, *17*(2), 70. https://doi.org/10.1007/s11051-015-2876-x

von Moos, N., Burkhardt-Holm, P. et Köhler, A. (2012). Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure. *Environmental Science & Technology*, *46*(20), 11327-11335. doi: 10.1021/es302332w

Wan, Z., Wang, C., Zhou, J., Shen, M., Wang, X., Fu, Z. et Jin, Y. (2019). Effects of polystyrene microplastics on the composition of the microbiome and metabolism in larval zebrafish. *Chemosphere*, *217*, 646-658.

Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R. et Na, G. (2019). The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *173*, 110-117.

Woods, J. S., Verones, F., Jolliet, O., Vázquez-Rowe, I. et Boulay, A.-M. (article soumis). A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. Submitted to *Ecological indicators*.

Wright, S. L., Thompson, R. C. et Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, *178*, 483-492.

Yin, L., Liu, H., Cui, H., Chen, B., Li, L. et Wu, F. (2019). Impacts of polystyrene microplastics on the behavior and metabolism in a marine demersal teleost, black rockfish (Sebastes schlegelii). *Journal of Hazardous Materials*, *380*, 120861.

Zhang, C., Chen, X., Wang, J. et Tan, L. (2017). Toxic effects of microplastic on marine microalgae Skeletonema costatum: Interactions between microplastic and algae. *Environmental Pollution*, *220*, 1282-1288. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.005