



Influence of fishing and aquaculture activities on macro- and microplastic pollution of the marine environment in the Tulear region (southwest Madagascar)

Lovaso Rina RAHARINAIVO

A dissertation submitted to the University of Mons and the University of Toliara in fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Science.

September 2025



ACADÉMIE
DE RECHERCHE ET
D'ENSEIGNEMENT
SUPÉRIEUR





Influence des activités de pêche et d'aquaculture sur la pollution macro- et microplastique de la région de Toliara (sud-ouest de Madagascar)

Thèse présentée à l'Université de Mons et à l'Université de Toliara en vue de l'obtention du titre de Docteur en Sciences

Par

Lovaso Rina RAHARINAIVO

Promoteur

Prof. Igor EECKHAUT

Université de Mons, Belgique

Co-Promoteurs

Prof. Thierry LAVITRA

Université de Toliara, Madagascar

Prof. Gildas TODINANAHARY

Université de Toliara, Madagascar

Membre de jury

Dr. Guillaume CAULIER (Président)

Université de Mons, Belgique

Dr. Carla BITTENCOURT

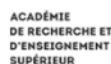
Université de Mons, Belgique

Dr. Samira BENALI

Université de Mons, Belgique

Dr. Gilles LEPOINT

Université de Liège, Belgique



*À ma mère et à mes enfants (Raya et Ethan),
à qui je dédie cette thèse avec tout mon amour et ma gratitude.*

Remerciements

Tout a commencé il y a environ neuf ans, lors d'un entretien pour intégrer YSO-Madagascar, une association de jeunes chercheurs. Ce jour-là, j'ai affirmé que j'irais jusqu'au doctorat, sans vraiment savoir comment, d'autant plus que la bourse Samba Getty dont je bénéficiais ne couvrait que mes trois premières années d'études. Deux ans plus tard, alors que je venais de commencer mon stage de master, mes yeux brillaient d'admiration en découvrant les femmes lauréates du programme L'Oréal-UNESCO « For Women in Science ». J'ai rêvé, à cet instant, d'en faire un jour partie.

En 2020, à la fin d'un contrat de travail, une occasion s'est présentée : candidater à une thèse dans le cadre du projet « Bioplastique et algoculture villageoise ». C'est ainsi que mon aventure doctorale a commencé. Durant ces années, j'ai été confrontée à de nombreuses difficultés, mais j'ai surtout énormément appris. J'ai compris qu'il ne fallait pas culpabiliser, qu'il fallait accorder à la thèse une place importante sans pour autant renoncer à vivre pleinement. J'ai appris qu'une thèse n'est pas un sprint, mais une course de fond qui exige endurance, patience et régularité.

Mais si j'ai pu arriver jusqu'à ce stade, ce n'est certainement pas seul. Ce chemin a été rendu possible grâce au soutien, à l'accompagnement, à l'encouragement et à la générosité de nombreuses personnes et institutions que je tiens ici à remercier sincèrement.

Je remercie chaleureusement l'ARES-CCD, principal financeur du projet dans le cadre duquel cette thèse a été menée. Ma gratitude va également à WIOMSA, pour m'avoir permis de participer au symposium organisé en Afrique du Sud en 2022, ainsi que pour la bourse MARG I, qui a soutenu indirectement mes travaux de terrain en finançant l'un des étudiants de master ayant travaillé avec moi. Un grand merci également à L'Oréal-UNESCO, pour m'avoir fait l'honneur de me sélectionner parmi les lauréates du programme Afrique Sub-Saharienne 2022. Votre soutien a été essentiel à la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont tout d'abord à Professeur Igor EECKHAUT et Professeur Gildas TODINANAHARY, Coordinateurs du projet, pour m'avoir choisie comme candidate, accueillie au sein du laboratoire, et pour leur soutien tout au long de cette aventure. Malgré leurs nombreuses responsabilités, ils ont su trouver le temps nécessaire pour me soutenir et me conseiller. Leur

accompagnement a été précieux dès les premiers instants et a facilité la bonne conduite de mes travaux.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude aux promoteurs de cette thèse, Professeur Igor EECKHAUT, Professeur Gildas TODINANAHAARY et Professeur Thierry LAVITRA, pour la qualité de leur encadrement. Merci à chacun pour leur confiance, leurs conseils avisés, leur accompagnement bienveillant, leur compréhension ainsi que la liberté dont j'ai pu bénéficier dans la conduite de mes recherches.

Je remercie chaleureusement l'École Doctorale de l'Université de Toliara et l'Université de Mons pour avoir rendu possible cette cotutelle, malgré les défis administratifs que cela a pu représenter. Ma gratitude s'adresse en particulier au Professeur MARA Edouard REMANEVY, Directeur de l'École Doctorale, pour son appui et sa bienveillance. Je tiens également à remercier Madame Micheline pour son assistance précieuse au sein de l'équipe de Toliara, ainsi que Monsieur Olivier VANDE VYVER et Madame Sylvie SAUSSEZ pour leur accompagnement attentif à l'Université de Mons. Votre appui a grandement facilité la mise en œuvre et le suivi de cette formation doctorale.

Je remercie également Docteur Tiandrainy Gédice Fernand MAHERIZO d'avoir accepté d'être mon encadrante, ainsi que Docteur Risite HERIARIVELO et tous les coauteurs pour leur collaboration dans mes travaux. Je remercie chaleureusement les mémorants avec qui j'ai eu la chance de travailler, telle que Sandra RATSIMAHARILALA, Vatosoa Aratra RAHERIARILALA et Zo Paquerette RAZAFIARISON.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers les communautés locales, les guides, notamment M. Donnée, M. Toto, M. Victor, M. Mélan, et les présidents de fokontany dans les différents sites d'étude, pour leur accueil, leur disponibilité et leur participation aux travaux de terrain.

Un immense merci à toute l'équipe de terrain, dont le soutien a été précieux et déterminant dans la réalisation de cette thèse. Je tiens à citer parmi eux M. Eric, M. Tovo, M. Noelson, Mme Hova, Franco, Antsa, Dalia, Miraso, Aldinauh, Christinah, Frambel, Patrick, Gaele, Sarah, Andy, Jeanne L'Or, Jivan, Herimampionona, Lafforest, Désiré, Fanamby, Moustapha, Faniry, Johary, Andriantefy, Tafita, Emmanuelson Johary, Francianah, Colomb, Jeanne, Romario, Albert, Honoré, Joseph, Brillant, Arison, Toky, Pierro, Max, Jeannot, Saverio, Laza, Johanès, Toky Ralandison, Leono, Maka, Fara, Fetra, Pepin, Elisé, Tokiniaina, Hubert, et Anja. J'espère n'avoir

oublié personne ; si c'est le cas, sachez que ma reconnaissance vous est tout autant destinée. Beaucoup de données n'auraient pas pu être collectées sans votre implication. Merci aussi à Vatosoa RAOELISON et au Dr Faustinato BEHIVOKE pour leur aide dans la conception de la méthodologie d'échantillonnage.

Un grand merci à toute l'équipe de l'université de Mons — en particulier BOMB, SMPC, Materianova, service étranger — pour l'accueil chaleureux. Je remercie spécialement Mme Nathalie VANDERES, Claudia CASA, M. Maxime BOUDART et Mme Aubry MARYVONNE. Mes remerciements s'adressent aussi à Dr Rosica MINCHEVA, Dr Carla BITTENCOURT, Dr Jérôme DELROISSE et Dr Samira BENALI pour leur collaboration dans mes analyses ; à Dr Alessandra WHAITE pour ses corrections précieuses sur mes articles. Un grand merci également à l'équipe de la Station marine de Belaza et du laboratoire TeAM, à Toliara, surtout aux doctorants Maka et Mihary, ainsi qu'à Mme Flavienne FANJANIRINA, M. Jean Roquin RABEHAVANA et Mme Michelle, pour leur gentillesse et leur efficacité. Une pensée particulière pour Aurélie, Dalia et au « team female bioplast », avec qui j'ai partagé la majeure partie de mon temps au bureau : nos moments partagés resteront parmi mes meilleurs souvenirs de la thèse.

Je remercie chaleureusement les *reviewers* anonymes de nos articles pour leurs commentaires constructifs, ainsi que les membres du jury de cette thèse, pour avoir accepté d'évaluer mon travail, relu mon manuscrit et contribué à l'améliorer grâce à leur expertise.

Je rends hommage à tous les PAT et à mes enseignants, depuis les premières entrées à l'école Ste Thérèse, en passant par NDN, CSCA-Toliara Centre, et jusqu'à l'université à l'IH.SM, qui ont contribué, chacun à leur manière, à mon parcours. Mes reconnaissances particulières au Dr Jean Marie RAKOTOVAO, au Dr Jarisoa TSARAHEVITRA, au Dr Dominique PONTON et au Professeur Christian RALIJAONA.

Je souhaite remercier toute ma famille, pour avoir embarqué avec moi dans cette aventure et m'avoir soutenue dans les bons comme dans les mauvais moments. Je me souviens encore du jour où je vous ai annoncé que je voulais poursuivre jusqu'au doctorat, et sans hésitation, vous m'avez dit de foncer. Vous avez été ma force et m'avez permis de comprendre ce que signifie « milofo mianatra ». Un remerciement très spécial à ma Grand-mère pour ses bénédictions, à mes parents, sans qui rien de cela n'aurait été possible. Aussi grand ou ambitieux soit mon objectif,

sans votre soutien il resterait vain. Un arbre peut s'élever très haut, mais ne se détachera jamais de ses racines. Soyez fiers, car cette étape franchie est aussi la vôtre.

Merci au Papa de nos enfants, mon complice et compagnon de vie, pour son soutien indéfectible, sa patience, sa compréhension et sa bienveillance face à mes humeurs durant cette période exigeante. À mes deux enfants, sources de motivation inépuisable, qui m'ont donné plus que jamais l'envie d'aller jusqu'au bout.

Merci à ceux que j'ai connus en Belgique (Endrini Jade, les membres du Camabel, Mirana, Mme Francisca et la famille BOUGARD), à ma promotion « *Megaptera novaeangliae* », à tous les autres doctorants, à tous mes amis, et à ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à cette thèse.

Enfin, je réitère mes profonds remerciements à toutes les personnes qui m'ont formée, encouragée ou tendu la main sur ce long chemin. J'ai appris dès petite que : « *Raha misy manome zavatra ho anao, kinga miteny hoe misaotra tompoko ô* ».

Je le dis aujourd'hui du fond du cœur :

Misaotra tompoko ô ! Mankasitraka eram-po !

Résumé de thèse

La pollution plastique est une préoccupation majeure dans le monde, affectant l'environnement et les organismes vivants. Madagascar, bien que riche en biodiversité marine, reste peu documenté sur l'ampleur de cette pollution. Afin de contribuer à la réduction de la pollution marine à Madagascar, la présente étude évalue la pollution plastique (micro- et macroplastique) en milieu marin dans le sud-ouest de Madagascar vis-à-vis de la pêche artisanale (« small-scale fisheries », SSF) et de l'aquaculture villageoise (« community-based aquaculture », CBA). L'étude implique (i) l'évaluation de l'importance des débris marins anthropogéniques (« anthropogenic marine debris », AMD) relative à ces activités marines (pêche et aquaculture) ; ii) l'analyse de la contamination microplastique (MPs <5 mm) dans les sédiments et dans l'eau ainsi que l'identification des sources des principaux types de MPs relatives à ces activités ; (iii) la caractérisation de l'ingestion des MPs chez les espèces marines de différent groupe trophique ; (iv) le développement d'une méthode rapide de différenciation des microfilaments plastiques d'origine pétrolière via l'analyse SEM-EDX pour estimer l'erreur faite sur la quantification des microplastiques par les expérimentateurs.

Les campagnes d'échantillonnages ont été menées sur trois sites (Andrevo, Toliara et Sarodrano) du sud-ouest de Madagascar, entre août 2021 et mars 2022. Les AMD (>25 mm) ont été collectés au niveau des mangroves et des plages de chaque site. Tous les débris ont été triés puis comptés selon leurs catégories et leur usage. Les débris plastiques collectés ont été triés davantage selon leurs sous-catégories (souple, fil/ficelle, rigide). Les MPs, ils ont été extraits des sédiments de mangrove, de plage et des herbiers, dans l'eau de mer et dans des organismes marins (bivalve, concombre de mer et poisson). Ils ont été caractérisés et comptés selon leur forme, leur couleur et leur taille. La séparation par densité avec une solution saturée en sel (NaCl) a été utilisée pour l'extraction des MPs des sédiments alors que la digestion (avec H₂O₂ ou KOH) a été utilisée pour l'extraction dans l'eau et chez les organismes. La détermination des sources des MPs a été faite via leur identification sur base d'une bibliothèque de spectres infrarouges (IR) que j'ai élaborée à partir des macroplastiques prélevés dans les mêmes sites.

Les résultats ont révélé que les débris plastiques représentaient plus de 60 % de la totalité des AMD collectées dans les mangroves et les plages. Les SSF et CBA contribuent à la pollution des écosystèmes considérés étudiés, avec des débris représentant 40 % de la totalité de AMD collectées. Les débris relatifs aux SSF et CBA sont plus concentrés sur les plages (0,07 item m⁻²) que dans les mangroves (0,01 item m⁻²) et ils incluent aussi les débris d'objets réutilisés comme les bouteilles d'eau, les fragments de sandales « flip-flop » et les fragments de sacs en polypropylène tissé. L'accumulation des débris relatifs aux SSF est plus importante que ceux liés à l'aquaculture, avec $13,73 \times 10^{-2}$ items m⁻² j⁻¹.

L'analyse des sédiments et de l'eau marine a révélé une forte contamination par les MPs, qui sont majoritairement colorés (28–80 %) et de taille inférieure à 2 mm (>60 %). Les concentrations varient selon les habitats, avec un maximum observé dans les sédiments des herbiers (126 ± 165 particules·kg⁻¹), zones où se développent l'algoculture et l'holothuriculture. Les fibres (>70 %) sont les formes les plus fréquentes, suivis des fragments. Plus de 53 % des MPs analysés présentaient des spectres FT-IR (Fourier-transform infrared) identiques à ceux de la bibliothèque IR, indiquant leur origine locale par fragmentation des macroplastiques. Environ 13 % proviendraient de sacs de riz et 40 % de cordages utilisés en SSF et CBA.

Si les résultats précédents ont permis d'avoir une vue générale de la pollution par les macro- et microplastiques, l'évaluation de la contamination des organismes marins par les MPs a permis d'approfondir l'impact de cette pollution dans les chaînes trophiques. Sur 630 individus analysés, 60 % étaient contaminés par des MPs. Comme dans les habitats, les formes fibreuses (>95 %) et pigmentées (55–99 %) prédominent. Toliara présente la plus forte proportion d'individus contaminés (77 %) et la plus haute moyenne de MPs par individu. L'espèce herbivore *Siganus sutor* est la plus affectée, avec $3,48 \pm 5,28$ particules·individu⁻¹ et $0,08 \pm 0,11$ particule·g⁻¹, les branchies étant identifiées comme voie principale d'exposition. Les corrélations observées montrent que les sites peu chargés en macroplastiques peuvent néanmoins présenter une forte accumulation de MPs et que l'accumulation des MPs chez les organismes est due à de multiples facteurs.

Les analyses des MPs extraites des habitats et des organismes marins ont confirmé la nécessité d'adoption d'une méthode de différenciation entre les microfibres pétrosourcées et les microfibres organiques. La méthode SEM-EDX s'est révélée pertinente : un rapport C/O < 1 indique une origine pétrosourcée, tandis qu'un rapport > 1 correspond à une origine organique (algues, etc.). Le taux moyen d'erreur d'identification par des observateurs était de 36,32 %.

Ces résultats soulignent le rôle significatif des activités locales, marines et terrestres, dans la contamination des écosystèmes côtiers par les plastiques. La pollution par les MPs y est généralisée, représentant une menace pour les réseaux trophiques et la sécurité alimentaire des communautés côtières. Une réduction urgente des déchets plastiques et une meilleure sensibilisation locale sont essentielles pour promouvoir des pratiques durables.

Thesis summary

Plastic pollution is a major global concern, affecting both the environment and living organisms. Despite its rich marine biodiversity, Madagascar remains poorly documented in terms of the extent of this pollution. In order to contribute to the reduction of marine pollution in Madagascar, this study evaluates plastic pollution (micro- and macroplastics) in the marine environment of southwestern Madagascar in relation to small-scale fisheries (SSF) and community-based aquaculture (CBA). The study involves: (i) evaluating the importance of anthropogenic marine debris (AMD) related to these marine activities (fishing and aquaculture); (ii) analyzing microplastic (MP, <5 mm) contamination in sediments and seawater, and identifying the main types and sources of MPs linked to these activities; (iii) characterizing MP ingestion in marine species from different trophic groups; and (iv) developing a rapid method to differentiate petrochemical-based microfilaments using SEM-EDX analysis, to estimate the error rate in MP quantification by experimenters.

Sampling campaigns were conducted at three sites (Andrevo, Toliara, and Sarodrano) in southwestern Madagascar, between August 2021 and March 2022. AMD (>25 mm) was collected from the mangroves and beaches at each site. All debris was sorted and counted according to categories and usage. Collected plastic debris was further classified into subcategories (soft, filament/line, rigid). MPs were extracted from mangrove, beach, and seagrass sediments, seawater, and marine organisms (bivalves, sea cucumbers, and fish). They were characterized and counted according to shape, color, and size. Density separation using saturated salt solution (NaCl) was used for sediment MP extraction, while digestion with H₂ O₂ or KOH was used for water and organisms. The sources of MPs were identified based on a custom IR spectral library developed from macroplastics collected at the same sites.

The results revealed that plastic debris accounted for more than 60% of all AMD collected in mangroves and on beaches. SSF and CBA activities contribute significantly to the pollution of the studied ecosystems, with debris representing 40% of all collected AMD. SSF- and CBA-related debris was more concentrated on beaches (0.07 items· m⁻²) than in mangroves (0.01 items· m⁻²), and also included reused items such as water bottles, flip-flop fragments, and woven polypropylene bag fragments. Debris accumulation from SSF was higher than that from aquaculture, reaching 13.73×10^{-2} items· m⁻²· day⁻¹.

Sediment and seawater analyses revealed high contamination by MPs, which were mostly colored (28–80%) and smaller than 2 mm (>60%). Concentrations varied by habitat, with the highest levels found in seagrass sediments (126 ± 165 particles· kg⁻¹), areas where seaweed and sea cucumber farming are practiced. Fibres (>70%) were the most common form, followed by fragments. More than 53% of the MPs analyzed had FT-IR spectra matching those in the IR library, indicating a local origin through macroplastic fragmentation. Approximately 13% of MPs originated from rice bags and 40% from ropes used in SSF and CBA.

While the above results provided an overview of macro- and microplastic pollution, the assessment of MP contamination in marine organisms offered deeper insight into trophic-level impacts. Of 630 individuals analyzed, 60% were contaminated with MPs. As in the habitats, fibrous (>95%) and pigmented (55–99%) forms predominated. Toliara had the highest proportion of contaminated individuals (77%) and the highest mean MPs per individual. The herbivorous species *Siganus sutor* was the most affected, with 3.48 ± 5.28 particles· individual⁻¹ and 0.08 ± 0.11 particles· g⁻¹, with the gills identified as the main exposure route. Correlation analyses showed that even sites with low macroplastic loads could exhibit high MP accumulation, and that MP accumulation in organisms is influenced by multiple factors.

Analyses of MPs extracted from habitats and marine organisms confirmed the need to adopt a method to distinguish between petro-based and organic microfibrils. The SEM-EDX method proved effective: a C/O ratio <1 indicates a petrochemical origin, while a ratio > 1 corresponds to an organic origin (e.g., algae). The average error rate of identification by observers was 36.32%.

These results highlight the significant role of local marine and terrestrial activities in the contamination of coastal ecosystems by plastics. MP pollution is widespread, posing a threat to trophic networks and the food security of coastal communities. An urgent reduction in plastic waste and enhanced local awareness are essential to promote sustainable practices.

Table des matières

Liste des figures	i
Liste des tableaux.....	vii
Liste des annexes	ix
Liste des acronymes/abréviations	x
Avant-propos.....	xiii
Chapitre I : Introduction générale	1
I.1. Pollution plastique : une menace pour l’environnement marin	1
I.1.1. Définitions et classification des plastiques et débris marins	1
I.1.2. Sources et voies d’entrée des plastiques dans les milieux marins.....	4
I.2. Risques et impacts de la pollution plastique	6
I.2.1. Conséquence de la pollution plastique sur les écosystèmes marins et côtiers	6
I.2.2 Effets de la pollution plastique sur les organismes marins	12
I.2. Activités marines et pollution marine	19
I.2.1. Importance de la pêche et aquaculture	20
I.2.2. Contribution de la pêche et aquaculture dans la pollution marine	22
I.2.3. Impacts de la pollution marine sur la pêche et l’aquaculture	23
I.3. Pollution marine à Madagascar.....	24
I.4. Objectif de l’étude.....	31
Chapitre II : Quantification of anthropogenic debris from small-scale fisheries and community-based aquaculture in marine and coastal ecosystems of Southwestern Madagascar	36
II. 1. Introduction	36
II. 2. Materials and methods.....	39
II.2.1. Studied zones and sampling methods	39
II.2.2. Anthropogenic marine debris characterization	41

II.2.3. Data analysis	42
II. 3. Results	43
II.3.1. General view of the AMD pollution in Southwestern Madagascar	43
II.3.2. Global AMD composition and density in beaches and mangroves	46
II.3.3. Accumulation of AMD	47
II.3.4. The importance of SSF and CBA in AMD pollution	48
II. 4. Discussion.....	55
II.4.1. General view of the anthropogenic marine debris pollution in Southwestern Madagascar.....	55
II.4.2. Contribution of SSF and CBA to AMD pollution	57
II.4.3. Ecological and socioeconomic impacts	58
II.4.4. Conclusion and recommendations	59
Chapitre III : FT-IR fingerprinting estimates that gony (woven polypropylene bags) and tady (ropes) used in fishing and aquaculture are the main sources of microplastic pollution in coastal ecosystems of Southwest Madagascar.	63
III. 1. Introduction	63
III. 2. Materials and methods	65
III.2.1. Samples collection.....	65
III.2.2. Microplastics extraction and observation	67
III.2.3. FT-IR fingerprinting and microplastics source estimation.....	69
III.2.4. Data analysis.....	71
III. 3. Results	72
III.3.1. Concentration and distribution of microplastics.....	72
IV.3.2. Size, shape, and color of microplastics	73
III.3.3. Fingerprinting identification of identified microplastics.....	79
III. 4. Discussion	84

III. 5. Conclusion.....	87
Chapitre IV: Assessing microplastic ingestion levels in marine animals with contrasted feeding strategies in Southwestern Madagascar, aquaculture, and non-exploited species in Southwestern Madagascar	92
IV. 1. Introduction.....	92
IV. 2. Materials and Methods.....	94
IV.2.1. Species collection and particles extraction.....	94
IV.2.2. Particles characterization.....	96
IV.2.3. Statistical analysis	96
IV. 3. Results.....	97
IV.3.1. Microplastic characteristics.....	97
IV.3.2. Microplastics variation between sites.....	100
IV.3.3. Microplastics variation between taxa	102
IV.3.4. Microplastics variations correlated to the feeding behavior	106
IV.3.5. Influence of weight.....	107
IV.4. Discussion	110
IV.4.1. Ubiquity of contamination and characteristics of microplastics	110
IV.4.2. Spatial, behavioral and taxonomic variability.....	111
IV.4.3. Influence of weight on microplastic contamination	113
IV.4.4. Conclusion.....	114
Chapitre V : Differentiation of petro-sourced plastic microfilaments from organic microfilaments by SEM-EDX in environmental samples.....	116
V.1. Introduction	116
V.2. Materials and methods.....	119
V.2.1. Raw material and PRMPs sampling	119
V.2.2. SEM-EDX analyses	121

V.2.3. Visual identification of PRMPs and observer's perceptions	122
V.2.4. Statistical analysis.....	124
V.3. Results	125
V.3.1. SEM-EDX analysis.....	125
V.3.2. Visual identification of microplastics and observer's perceptions.....	127
V.4. Discussion	130
V.5. Conclusion.....	132
Chapitre VI : Discussion générale	133
VI.1. L'état de la pollution marine dans le sud-ouest est-il représentatif à l'échelle de Madagascar ?.....	134
VI.1.1. Occurrence des débris plastiques (macro- et microplastiques) dans les écosystèmes marins et côtiers du sud-ouest de Madagascar	134
VI.1.2. Vulnérabilité du sud-ouest de Madagascar face aux débris marins	135
VI.1.3. Comparaison des méthodes et résultats disponibles.....	137
VI.2. La réutilisation des débris plastiques dans les communautés villageoises : solution ou problème pour la réduction de pollution marine ?	139
Conclusion générale.....	141
Références bibliographiques.....	145
Publications, conférences et prix	169
Annexes.....	I

Liste des figures

Figure I.1 : Historique de l'évolution du « plastiques » (Naudet 2024)

Figure I.2 : Illustration de la structure et de la composition des plastiques. A gauche, (A) organisation macroscopique des chaînes polymères (B) représentation tridimensionnelle d'une chaîne polymère (C) formule chimique simplifiée de l'unité répétitive du polyéthylène ($-\text{CH}_2-\text{CH}_2-$) dérivée du monomère éthylène (C_2H_4). A droite, schéma du passage de la résine brute au plastique formulé par ajout de charges (neutres, renforçantes, fibres) et de modifiants (plastifiants, stabilisants, pigments, lubrifiants, conducteurs/antistatiques, ignifugeant, etc.) (Grassl et al., 2017)

Figures I.3 : Classification des plastiques selon leur comportement thermique et usages : thermoplastiques malléables et recyclables, élastomères déformables, mais difficiles à recycler, et thermodurcissables durcissant irréversiblement et non recyclables (ADEME, 2023).

Figure I.4 : Production mondiale de plastique avec projection de 1950 à 2060. Production annuelle de polymères et de fibres de 1950 à 2019 (ligne continue en bleu). Projection (ligne discontinue) basée sur le scénario « business-as-usual », qui suppose que les politiques actuelles restent inchangées dans un avenir proche. (Geyer et al., 2017 ; OCDE, 2022).

Figure I.5 : Illustration de la pollution plastique affectant les écosystèmes de récifs coralliens et de mangroves. (Haut) : Films plastiques enchevêtrés sur des colonies coralliennes, perturbant leur croissance et leur santé (source : <https://conservation.reefcause.com>, cité dans Nama et al., 2023). (Bas gauche) : Filet de pêche accroché aux pneumatophores des palétuviers, entraînant des risques d'étranglement et d'altération de la dynamique sédimentaire. (Bas droit) : Film plastique accroché sur un jeune plant de palétuvier, pouvant compromettre son développement et la régénération de l'écosystème.

Figure I.6 : Schéma conceptuel résumant l'approche globale de la thèse sur la pollution plastique dans le milieu marin du sud-ouest de Madagascar

Figure II.1: Location of the study area within marine and coastal ecosystems in Southwestern Madagascar. Anthropogenic marine debris samples were collected from six mangrove stations (M1-M6) and six beach stations (B1-B6) across three study sites: Andrevo, Toliara, and Sarodrano.

Figure II.2: Composition of anthropogenic marine debris (AMD) collected during the initial survey. The AMD was grouped into eight categories (A), and seven usage types were identified, including an uncategorized class (B). Of the 69 debris types identified, 26 were found in both ecosystems (bold labels), five were found only in mangroves (red labels), and 38 were found only on beaches (grey labels) (C).

Figure II.3: Accumulation of anthropogenic marine debris (AMD) in beaches (in the left) and mangroves (in the right) ecosystems of the three studied sites Andrevo, Sarodrano and Toliara. The debris accumulation density from first to 10th days of collection through the beach (A) and mangrove (B) ecosystems. Accumulation rate of the AMD according to their categories (C and D) and usages (E and F).

Figure II.4: Global PCA exploring the waste types (A) associated with small-scale fisheries (SSF) and community-based aquaculture (CBA). This analysis considers factors such as habitats (B), seasons (C), zones (D) and sites (E). Data were collected from various beaches and mangrove habitats across three villages (Andrevo, Toliara, and Sarodrano) during two seasonal periods (S1 and S2). Waste types related to SSF and CBA, including fishing nets, fishing lines, and canoe fragments, were recorded across multiple habitat zones: wet (G) and dry (D) sand zones on the beaches, and seaward (SWZ), middle (MZ), and landward (LWZ) zones in the mangroves. Additionally, two transect (t1 and t2) were surveyed as replicates to ensure the consistency of the findings.

Figure II.5: Anthropogenic marine synthetic debris related to fishing and aquaculture activities, and found on the beaches and mangroves of Andrevo, Sarodrano, and Toliara, Southwestern Madagascar. Fragments of nets (a), wooden canoe (b), mosquito net (c), and shoes flip flop (d) presumed to be small-scale fisheries (SSF) wastes. Cordage consisting of knots (e and f) presumed to be SSF or seaweed farming wastes. Drink bottle fragments (g) or whole drink bottles (k) with ropes tied to the neck, ropes with bracelet ropes (h) and bracelet ropes called 'madeloop' (i), rice bag fragments filled with sand and tightly tied openings (j) presumed to be village seaweed farming waste. Black grid fragments (l) presumed to be from sea cucumber farming.

Figure II.6: Marine activities and used materials assumed to be among of the marine pollution sources. Small-scale fishing (a) using synthetic mosquito nets (b) or gill nets (c) bordered by knotted ropes which support shoes flip flop fragments used as floats (b and c). Seaweed farming

(d) using ropes as support, featuring both the bracelet ropes called 'madeloop' (f) fixing seaweed cuttings and the plastic drink bottles (floats) (g). Grids (e) used to dry seaweed after harvesting but primarily used as sea cucumber farming enclosures (h and i) at sea.

Figure III.1: Location of the quadrats used for sediment sampling in the selected habitats at the three study sites: Andrevo, Sarodrano, and Toliara in Southwestern Madagascar. Two stations per habitat were selected, and five quadrats were distributed across zones at each station. a) Distribution of quadrats in mangrove zones: landward zone (M1), middle zone (M2), and seaward zone (M3). b) Distribution of quadrats in beach zones: supratidal (dry sand, P1) and intertidal (wet sand, P2). c) Distribution of quadrats in two areas (S1 and S2) located on the right and left sides of a transect placed on the seafloor.

Figure III.2: Standardized protocol from Besley et al. (2017), covering the process from sediment sampling to particles extraction.

Figure III.3: Examples of analysed macrosamples used for building a reference library: a) woven polypropylene bag, b) blue rope, c) blue net, d) green line, e) mosquito net, f) flip-flop, g) bottle cap, h) vinegar bottle, i) drink bottle and j) seaweed *Kappaphycus alvarezii*

Figure III.4: Silicon (Si) support (placed in a hollowed plastic Petri dish to prevent air currents from moving the samples during analysis) along with its IR spectrum in the wavenumber region used for sample analysis.

Figure III.5: Boxplot of the mean number of microplastics extracted from sediment samples collected in beach, mangroves, and seafloor habitats in Andrevo (a), Toliara (b), and Sarodrano (c), Southwestern Madagascar. Differences in MPs accumulation between habitats were assessed using the Kruskal-Wallis test (significance level at $p < 0.05$), followed by Dunn's post hoc test.

Figure III.6: Size repartition of microplastics extracted from sediments (and seawater at (a) each studied habitat and (b) each studied site (Andrevo, Sarodrano and Toliara) in Southwestern Madagascar.

Figure III.7: Colors (a) and shapes (b) of microplastics extracted from sediments and sea water at each study site (Andrevo, Sarodrano and Toliara) in Southwestern Madagascar

Figure III.8: Principal Component Analysis (PCA) plots and correlation matrix based on microplastic characteristics identified in sediment samples from Southwestern Madagascar. (a)

PCA biplot colored by site, (b) PCA biplot colored by habitat, (c) PCA biplot colored by zone, and (d) correlation matrix showing associations between different microplastic shapes (fibre, film, fragment, foam) and visual properties (opaque, colorless, pigmented).

Figure III.9: Principal Component Analysis (PCA) plots and correlation matrix based on microplastic characteristics identified in sea water samples from Southwestern Madagascar. (a) PCA biplot showing variable vectors and transect names based on microplastics collected from the sea surface in Southwestern Madagascar, (b) correlation matrix highlighting associations among microplastic shapes (fibre, film, fragment, foam) and visual characteristics (opaque, colorless, pigmented).

Figure III.10: Comparison of recorded spectra with the most probable components of the samples. (a–i) Infrared spectra of selected macroplastics samples, and (j) the seaweed *Kappaphycus alvarezii* sample. In each figure, the top spectrum (blue in figures a–b and red in figures c–j) corresponds to the analyzed sample while the bottom spectrum (red in figures a–b, and blue in figures c–j) corresponds to the standard reference from the BRUKER library.

Figure III.11: Example of plastic particles extracted from sediments and seawater in Southwestern Madagascar. Particles are classified into two categories based on size: large particles (PF 152) and small particles (PF 151)

Figure III.12: Comparison of the infrared (IR) spectra of analyzed samples with reference spectra from the designed IR library. (a) Woven polypropylene bag (blue, top) and its corresponding reference spectra (black, bottom). (b) Blue rope (red, top) and its corresponding reference spectra (black, bottom).

Figure IV.1: Marine species analysed for microplastic contamination in Southwestern Madagascar: (a) bivalve *Anadara nathaliensis*, sea cucumbers (b) *Holothuria scabra* and (c) *Holothuria parva*, and fish species (d) *Selar crumenophthalmus*, (e) *Lethrinus harak*, (f) *Siganus sutor* and (g) *Herklotsichtys quadrimaculatus*

Figure IV.2: Examples of microplastics (black arrow) ingested by marine species collected in southwestern Madagascar. Observed microplastic shapes include fibres (a–d), fragments (e–h), films (i–j), and foams (k–l). Their colors range from transparent/colorless (a, i, j) to pigmented (b, c, e, g, h) and opaque (d, f, k, l).

Figure IV.3: Characteristics – shape (a and b) and color (c and d) of microplastics extracted from marine organisms samples

Figure IV.4: Principal component analysis (PCA) of variables related to microplastic (MPs) contamination in considered marine species: *Andara natalensis*, *Herklotsichthys quadrimaculatus*, *Holothuria parva*, *Holothuria scabra*, *Lethrinus harak*, *Selar crumenophthalmus*, and *Siganus sutor*. (A) PCA grouped by species, (B) PCA grouped by feeding mode, (C) PCA grouped by sampling site, and (D) PCA biplot illustrating the contribution of the following variables: total number of MPs (N_MPs_tot), number of MPs in the viscera (N_MPs_gut), ratio of MPs in the viscera to total body weight ($Ratio\ MPs\ gut/Mass\ tot$), ratio of MPs in the viscera to viscera mass ($Ratio\ MPs\ gut/Mass\ gut$), and ratio of total MPs to total body weight ($Ratio\ MPs\ tot/Mass\ tot$). Dim1 and Dim2 together explain 91% of the total variance (Dim1 = 64.2%; Dim2 = 27.4%).

Figure IV.5: Total number of microplastics (MPs) per individual (a) and ratio of total MPs to total body weight (b) across the three study sites: Andrevo, Sarodrano, and Toliara.

Figure IV.6: Number of microplastics per individual across the three sampling sites Andrevo (hatched), Sarodrano (light grey), and Toliara (dark grey). Considered species: (a) *Anadara natalensis*, (b) *Herklotsichthys quadrimaculatus*, (c) *Holothuria parva*, (d) *Holothuria scabra*, (e) *Lethrinus harak*, (f) *Selar crumenophthalmus*, and (g) *Siganus sutor*.

Figure IV.7: Total number of microplastics (MPs) per individual (a) and ratio of total MPs to total body weight (b) for each studied species: *Andara natalensis*, *Herklotsichthys quadrimaculatus*, *Holothuria parva*, *Holothuria scabra*, *Lethrinus harak*, *Selar crumenophthalmus*, and *Siganus sutor*

Figure IV.8: Total number of microplastics (MPs) per individual (a) and ratio of total MPs to total body weight (b) across different dietary groups: carnivorous, deposit feeders, filter feeders, herbivores, and zooplanktivorous.

Figure V.1: Samples of macroplastic fragments and microfilament particles selected for SEM-EDX analysis in the present study. With Rope (a) and nets (b and c), macroplastic samples are supposed to be the potential sources of microplastics in the studied marine environment.

Additionally, a microfilament (i) was isolated from filter papers (g and h) containing a wide variety of debris from the sea surface (d), mangrove (e) and seafloor (f).

Figure V.2: Comparison of plastic and organic macroscopic samples based on images and atomic composition. Macroplastic fragment sample (a), seaweed fragment sample (b), SEM images showing the random distribution of the three points (c and d), and elementary composition from EDX analysis of spectrum 238 (macroplastic) and spectrum 241 (seaweed) (e). (keV: kilo-electron-volt, cps/eV: counts per second per electron-volt).

Figure V.3: SEM view of a portion of a fishing net sample tested using the “three points” and polygon” methods. The fishing net is partially covered with biofouling. Rectangles with a white border indicate the surface tested using the polygon method. Red rectangular spots are points available for the three points method without biofouling. The other spots, covered with biofouling, were used to test the three points method.

Figure V.4: Scanning electron microscope coupled with energy dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDX) analysis of particles resembling microplastics (PRMPs) and organic samples. (A) Classical SEM view on a stub coated with carbon glue where the samples are fixed. The two samples on the bottom left and center are microplastics (MPs), while the sample on the top right is an organic sample. The various places labelled “Spectre” indicate where the atomic proportions have been analyzed (see panels G and H).

Figure V.5: Elemental composition (carbon C, oxygen O, aluminium Al and silicon Si) for macroplastic and seaweed samples. Mean values are indicated by the center point of each shape, and standard deviation (SD) represented by lines extending above and below each shape. C-macroplastic: $70.78\% \pm 4.41\%$, C-seaweed: $28.68\% \pm 3.51\%$, O-macroplastic: $28.62\% \pm 4.13\%$, O-seaweed: $67.24\% \pm 7.52\%$, Al-macroplastic: $0.25\% \pm 0.14\%$, Al-seaweed: $1.60\% \pm 1.24\%$, Si-macroplastic: $0.35\% \pm 0.34\%$, and Si-seaweed: $2.47\% \pm 3.27\%$.

Figure V.6: Percentage of microplastics and non-microplastics identification from optical photo analysis by five observers (Obs_1 to Obs_5) and scanning electron microscope coupled with energy dispersive X-ray (SEM-EDX) analysis for the 38 filament particles isolated from PRMPs extracted in environmental samples of southwestern Madagascar.

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Impacts de la pollution plastique sur les récifs coralliens, les mangroves et les herbiers marins

Tableau I.2 : Impacts de la pollution plastique sur les organismes marins.

Tableau I.3 : Publications sur la pollution plastique en milieu marin à Madagascar.

Table II.1: Categories and usages of anthropogenic marine debris (AMD) collected from initial standing-stock survey, across the two seasons (dry and rainy), the two ecosystems (beach and mangrove), and the three collection sites (Andrevo, Sarodrano, and Toliara).

Table II.2: Accumulation rates (10-3 items m⁻² day⁻¹) of anthropogenic marine debris (AMD) categories and usages as well as plastic subcategories identified in beach and mangrove ecosystems at Andrevo, Sarodrano and Toliara, Southwestern Madagascar.

Table II.3: Abundance of AMD types related to SSF and CBA collected in both ecosystems (beach and mangrove) across the three study sites: Andrevo, Sarodrano, and Toliara, in Southwestern Madagascar.

Table II.4: Number of accumulated items (Ni), proportion of the items relative to total accumulated items (Ni/Ti), and accumulation rates (AR) per day of the anthropogenic marine debris from SSF and CBA activities, such as seaweed farming and sea cucumber farming.

Table III.1. Concentrations of MPs in sediments (particles kg⁻¹ dw) and in seawater (particles m⁻³) in the four habitats of the three studied sites

Table III.2. The macrosamples (plastic and seaweed) taken for the fingerprint analysis and the identity of the best component obtained from the BRUKER library.

Table III.3. Fingerprint identification of MPs large samples. SMC: Sheet molding compound

Table III.4. Fingerprint identification of MPs small samples

Table IV.1: Percentage of debris categories by habitat and site in Southwestern Madagascar

Table IV.2: Average number of microplastics: (a) per individual (mean ± SD; particles individual⁻¹), (b) per gram of wet gills tissue (mean ± SD; particles g⁻¹), and (c) per gram of wet

gut tissue (mean \pm SD; particles g^{-1}) across the three study sites (Andrevo, Sarodrano, and Toliara), with corresponding p-values indicating statistical differences between sites.

Table IV.3: Species collected off three sites (Andrevo, Sarodrano and Toliara) Southwestern Madagascar and analyzed for microplastics ingestion study, with minimal (Min), maximal (Max) and mean for total weight, gut weight, gills weight and size (length, width and height) of specimen. SD: standard deviation.

Table V.1: EDX results and C/O ratio for the fishing net sample (Macroplastic 3) determined using polygons instead of points to collection.

Table V.2: Average of elements proportions and C/O ratio for the fishing net sample (Macroplastic 3) from a second SEM-EDX analysis, categorized by zones: macroplastic (M) or biofouling(B)

Table V.3: Surface composition, C/O ratio, and identification results for the 38 filament particles isolated from PRMPs (sp_n) extracted in environmental samples of southwestern Madagascar. Results confirmed whether the PRMP was identified as a microplastics (MPs) or not (Other).

Table V.4: Error deducted from the difference between results of optical photo analysis and SEM-EDX analysis.

Liste des annexes

Annexe 1 : Supplementary materials for “chapitre I”

Annexe 2 : Supplementary materials for “chapitre II”

Annexe 3 : Supplementary materials for “chapitre III”

Annexe 4 : Supplementary materials for “chapitre V”

Liste des acronymes/abréviations

Al: aluminium

AIODIS: African and Indian Ocean Developing Island States

ALDFG: Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear

AMD: anthropogenic marine debris

ANOVA: Analysis of Variance

ATR: Attenuated Total Reflectance

BPA: bisphénol A

C: carbon

Ca: calcium

CBA: community-based aquaculture

COI: Commission de l'Océan Indien

cps/eV: counts per second per electron-volt

DMS: diméthylsulfure

F: fluorine

FAO: Food and Agriculture Organization

FT-IR: Fourier-transform infrared

GESAMP: Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection

GloLitter: Global Litter

GPS: Global Positioning System

H₂O₂: hydrogen peroxide

HAP: hydrocarbures aromatiques polycycliques

Hg: mercury

HP: hépatopancréatiques

HIS: hyperspectral imaging system

IOC: Indian Ocean Commission

IR: infrared

items m⁻²: items per square meter

items m⁻² day⁻¹: items per square meter per day

IUCN: International Union for Conservation of Nature

K: potassium

keV: kilo-electron-volt
KOH: potassium hydroxide
LMMAs: locally managed marine areas
LWZ: landward zone
MARPOL: MARine POLution (international convention for the prevention of pollution from ships)
Mg: magnesium
MPs: microplastics
MZ: middle zone
Na: sodium
NaCl: sodium chloride
NALDEO: National Agency for Disaster and Environmental Observatory
NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration
O : oxygen
OMI : Organisation maritime internationale
P : phosphorus
PA : polyamide
PAEs : phthalic acid esters
Particles g^{-1} : particles per gram
Particles individual $^{-1}$: particles per individual
Particles kg^{-1} dw: particles per kilogram dry weight
Particles m^{-3} : particles per cubic meter
PCA : Principal Component Analysis
PCB: polychlorobiphenyls
PE: polyethylene
PE-HD: high-density polyethylene
PET: polyethylene terephthalate
POP: persistent organic pollutants
PP: polypropylene
PRMPs: particles resembling microplastics
 1H NMR: proton nuclear magnetic resonance spectroscopy

PS: polystyrene

PVC: rigid polyvinyl chloride

Pyr-GC/MS: pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry

SD: standard deviation

SEM-EDX: scanning electron microscope coupled with energy dispersive X-ray

Si: silicon

SMC: Sheet Molding Compound

SSF: small-scale fisheries

SST: Sustainable Seas Trust

SWIOFish: South West Indian Ocean Fisheries

SWZ: seaward zone

TLAG: tissue loss with algal growth

UNEP: United Nations Environment Programme

UNEP/MAP: United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan

UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

UV: ultraviolet

WIO: Western Indian Ocean

WIOMSA: Western Indian Ocean Marine Science Association

Avant-propos

L'évolution des techniques de pêche et d'aquaculture à Madagascar est intimement liée à l'histoire des matériaux utilisés pour la fabrication des engins de capture et des infrastructures aquacoles. Les communautés de pêcheurs, notamment les Vezo du Sud-Ouest, ont longtemps puisé dans leur environnement naturel pour concevoir leurs filets et leurs cordages. Les premiers filets étaient fabriqués à partir de lianes telles que *Ipomea pescaprae* (« lalanda »), puis remplacés progressivement par des fibres végétales torsadées, des cordelettes de coton, et des fibres tressées. Cette évolution a marqué un tournant décisif avec l'introduction du nylon monofilament au cours du XXe siècle.

L'apparition des fibres synthétiques a profondément transformé la pratique de la pêche artisanale. Plus résistants, plus légers et d'une durée de vie accrue, les filets en nylon se sont rapidement imposés, au point de devenir omniprésents dans les ménages côtiers. Ce passage vers le plastique a démocratisé l'usage des engins de pêche : alors que dans les années 30 seuls certains pêcheurs renommés détenaient des filets, aujourd'hui chaque famille possède au moins un filet individuel. Les filets en nylon présentent aussi l'avantage d'être quasiment invisibles dans l'eau, augmentant ainsi l'efficacité des captures, et leur rôle dans l'accroissement de la production halieutique est comparable, dans le domaine agricole, à celui des engrais sur les rendements.

Sur le littoral Vezo, plusieurs types de filets illustrent cette évolution : les sennes de plage, les filets maillant encerclant, les filets maillant droits et les filets en tulle moustiquaire. Parfois, face aux ruptures d'approvisionnement en fils de nylon, certains pêcheurs ont recyclé les toiles de vieux pneus usés pour confectionner des filets résistants, traduisant à la fois la dépendance croissante des communautés littorales vis-à-vis de produits synthétiques et leur capacité d'adaptation face à des contraintes économiques et logistiques.

Parallèlement, l'aquaculture à Madagascar a suivi une trajectoire similaire où le plastique est devenu incontournable. L'algoculture (avec *Kappaphycus alvarezii*), introduite en 1989 grâce à l'initiative conjointe de l'IH.SM et de la société BIOMAD, a très tôt intégré l'utilisation de cordages et de dispositifs en fibres synthétiques pour l'ancrage et la suspension des cultures. Cette activité, relancée à plusieurs reprises par des partenariats entre l'État, les ONG et le secteur privé (Ibis Madagascar), a permis d'atteindre des volumes de production notables, avec des exportations atteignant jusqu'à 2 000 tonnes de poids sec à la fin des années 2000. Depuis 2010, plusieurs sociétés telles que COPEFRITO, MADALG, Naturalgue et OCEAN FARMER poursuivent cette

filière, en s'appuyant sur l'usage d'infrastructures plastiques adaptées aux conditions côtières de la Grande Île.

L'holothuriculture illustre également cette intégration du plastique dans l'aquaculture malgache. A Madagascar, les premières traces d'exportation de trépangs remontent à 1920, avec environ 40 tonnes envoyées vers les marchés asiatiques. Cependant, l'exploitation intensive a conduit à l'épuisement progressif des stocks naturels, constaté par des études menées dans les années 1990. Face à ce constat, des solutions alternatives ont été explorées à travers une collaboration entre des chercheurs malgaches (IH.SM de l'Université de Toliara) et des universités belges (Université de Mons et Université Libre de Bruxelles).

Les études menées entre 1999 et 2007 ont permis de mettre au point la technologie complète ainsi que les infrastructures nécessaires, telles que l'écloserie, la nurserie et les enclos marins, reposant en grande partie sur l'utilisation de dispositifs en plastique. Depuis, via les collaborations entre des sociétés comme Madagascar Holothurie SA (MH.SA), Copefrito SA et des ONG locales, l'usage d'enclos en plastique s'est progressivement répandu dans les villages côtiers et se poursuit aujourd'hui à travers les activités de la société Indian Ocean Trepang (IOT).

Cependant, cette dépendance au plastique n'est pas sans conséquence. La pêche ainsi que l'aquaculture représentent des sources potentielles majeures de pollution plastique marine, notamment par la perte d'engins de pêche et équipements aquacoles dans le milieu marin. Les pertes sont généralement en rapport avec le type d'engin utilisé et de la zone d'activité. L'importation de filets de pêche constitue ainsi un indicateur pertinent de la production potentielle de pollution plastique marine. En 2019, Madagascar a importé environ 604 tonnes de filets de pêche, dont près de 50 % sont supposés finir en déchets plastiques à court ou moyen terme. Ces chiffres révèlent l'ampleur croissante du problème : chaque année, plusieurs centaines de tonnes de plastiques liés à la pêche et à l'aquaculture pourraient être rejetées dans l'environnement marin, aggravant la pollution et ses impacts.

Ainsi, l'historique de l'utilisation du plastique dans la pêche et l'aquaculture à Madagascar révèle une double réalité : d'une part, une amélioration de la productivité et de la rentabilité des activités halieutiques, et d'autre part, une dépendance accrue à des matériaux persistants dont les impacts environnementaux se posent aujourd'hui. D'où l'intérêt de la présente thèse sur l'influence de ces activités dans pollution plastique en milieu marin.

Chapitre I

Introduction générale

I.1. Pollution plastique : une menace pour l'environnement marin

I.1.1. Définitions et classification des plastiques et débris marins

Les plastiques sont des matériaux manufacturés caractérisés par leur grande malléabilité, leur résistance mécanique, leur imperméabilité et leur durabilité (PlasticsEurope. 2019). Depuis l'invention de la Bakélite en 1907, premier plastique synthétique, la production de plastiques a rapidement évolué vers une production de masse à partir des années 1940-1950 (Fig. I.1). Initialement fabriqués à partir de matières naturelles moulables comme le caoutchouc ou la corne, les plastiques sont devenus des polymères synthétiques, composés de polymères¹ auxquels sont ajoutés divers additifs chimiques pour améliorer leurs propriétés mécaniques et chimiques (Fig. I.2). Les polymères les plus courants sont le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le polystyrène (PS), le polychlorure de vinyle (PVC) et le polyéthylène téréphtalate (PET), souvent enrichi d'additifs chimiques tels que phtalates, retardateurs de flamme bromés ou bisphénol A (BPA), connus pour leurs effets toxiques et leur capacité à perturber le système endocrinien (Halden, 2010 ; Hermabessiere et al., 2017) (Fig.I.3).

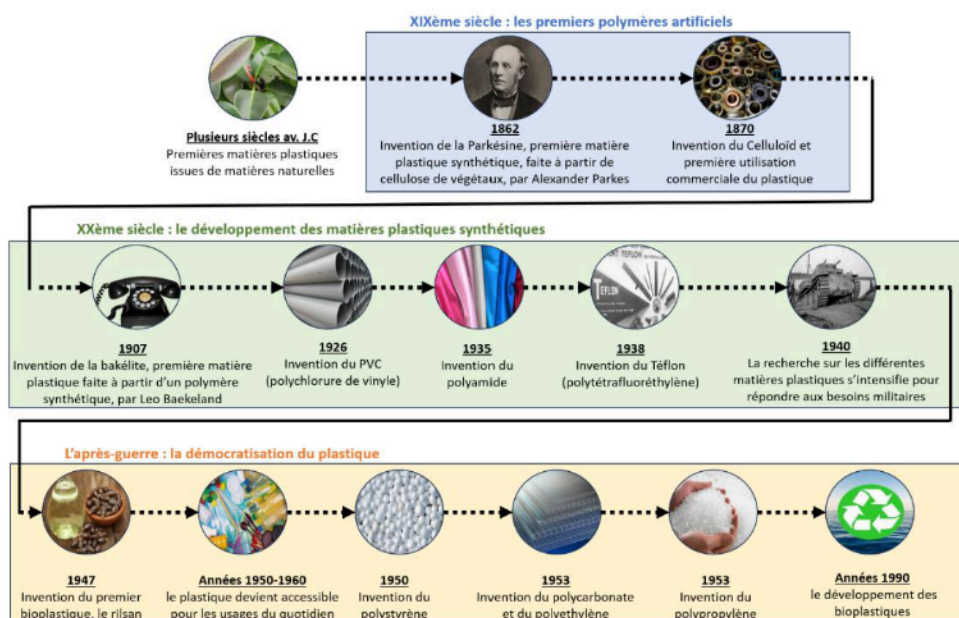


Figure I.1 : Historique de l'évolution du « plastiques » (Naudet, 2024)

¹ Polymère : « Produit constitué de macromolécules caractérisées par un grand nombre de répétitions d'une ou de plusieurs espèces d'atomes ou de groupes d'atomes (motifs constitutionnels), reliées en quantité suffisante pour conduire à un ensemble de propriétés qui ne varient pratiquement pas avec l'addition ou l'élimination d'un seul ou d'un petit nombre de motifs constitutionnels » (ISO 472)

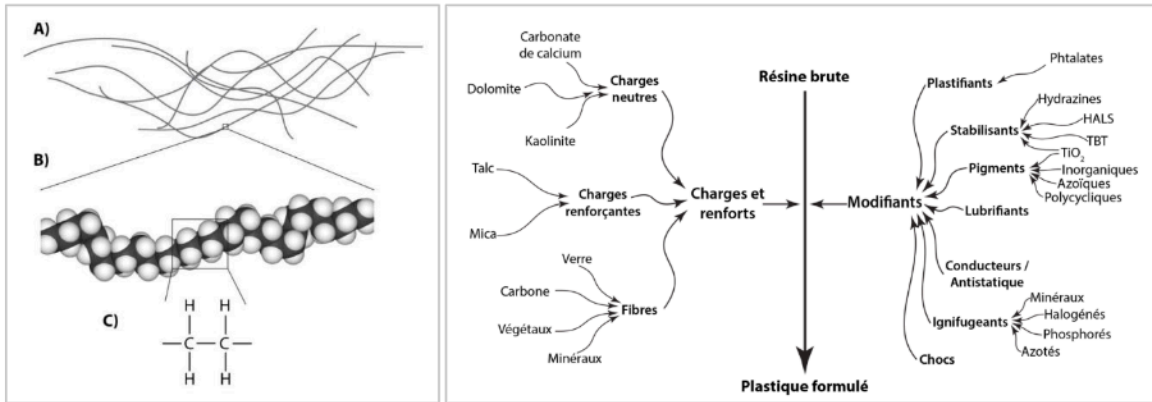


Figure I.2 : Illustration de la structure et de la composition des plastiques. A gauche, (A) organisation macroscopique des chaînes polymères (B) représentation tridimensionnelle d'une chaîne polymère (C) formule chimique simplifiée de l'unité répétitive du polyéthylène (—CH₂—CH₂—) dérivée du monomère éthylène (C₂H₄). A droite, schéma du passage de la résine brute au plastique formulé par ajout de charges (neutres, renforçantes, fibres) et de modifiants (plastifiants, stabilisants, pigments, lubrifiants, conducteurs/antistatiques, ignifugeant, etc.) (Grassl et al., 2017)

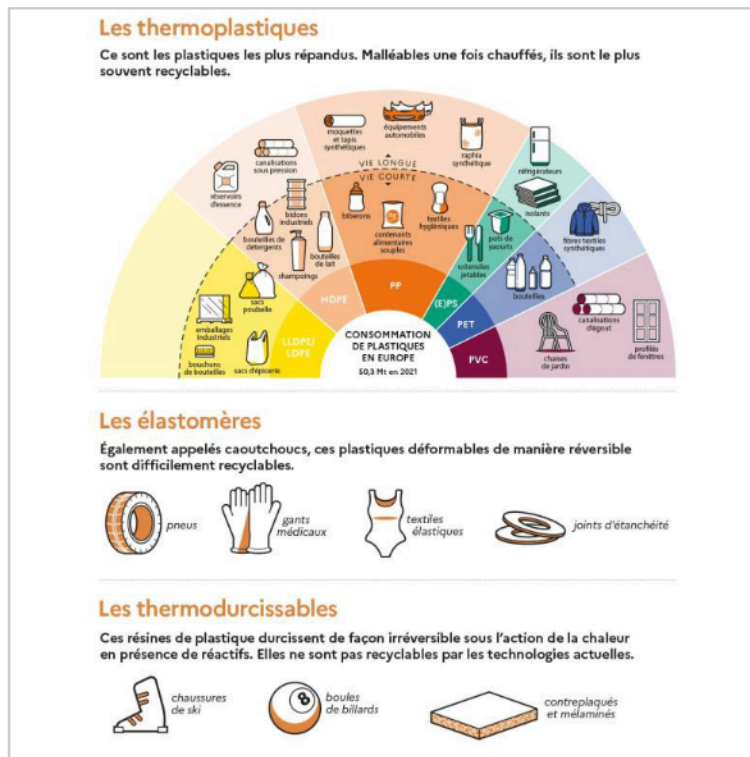


Figure I.3 : Classification des plastiques selon leur comportement thermique et usages : thermoplastiques malléables et recyclables, élastomères déformables, mais difficiles à recycler, et thermodurcissables durcissant irréversiblement et non recyclables (ADEME, 2023).

Grâce à leurs propriétés physico-chimiques, les plastiques sont omniprésents dans de nombreux secteurs, notamment l'emballage, la construction, le transport, l'électronique et le textile, souvent pour des objets à usage unique. Depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, la production mondiale de plastiques n'a cessé d'augmenter, passant de 1,5 million de tonnes en 1950 à plus de 322 millions de tonnes en 2015 et estime à atteindre les 1,2 milliard de tonnes en 2060 (PlasticsEurope, 2016 ; Geyer et al., 2017 ; OCDE, 2022) (Fig. I.4).

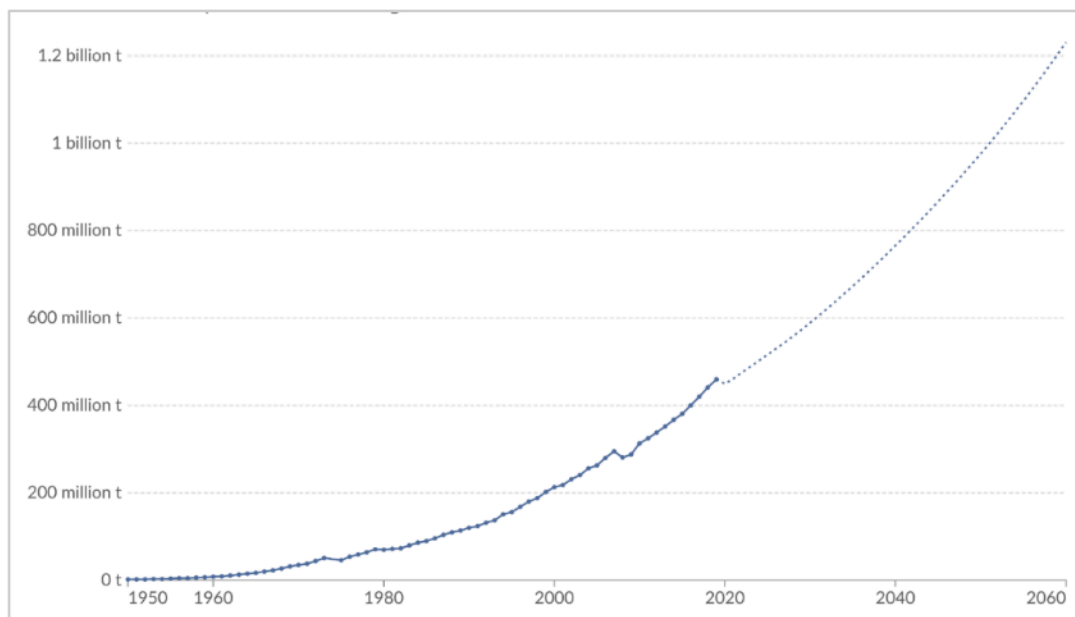


Figure I.4 : Production mondiale de plastique avec projection de 1950 à 2060. Production annuelle de polymères et de fibres de 1950 à 2019 (ligne continue en bleu). Projection (ligne discontinue) basée sur le scénario « business-as-usual », qui suppose que les politiques actuelles restent inchangées dans un avenir proche. (Geyer et al., 2017 ; OCDE, 2022).

Selon leur origine et leur biodégradabilité, les plastiques peuvent être conventionnels, issus de ressources fossiles et non biodégradables, ou bioplastiques, produits à partir de ressources renouvelables et/ou biodégradables (Baley et al., 2021), en développement depuis les années 1990 (Fig. I.1 et 4). En outre, selon leur structure chimique et leur comportement thermique, les plastiques peuvent être classés en trois grandes catégories : les thermoplastiques, fondus et remodelables à plusieurs reprises (PE, PP, PET), les thermodurcissables, irréversibles après durcissement (résines époxy, mélamine), et les élastomères, capables de retrouver leur forme après étirement ou déformation (caoutchouc synthétique et autres polymères élastiques).

Les plastiques, en raison de leur production massive et de leur durabilité, représentent aujourd'hui la principale composante des déchets marins. Les débris marins désignent tout matériau solide, persistant, fabriqué ou transformé par l'homme, qui est abandonné ou rejeté volontairement ou accidentellement dans le milieu marin ou côtier (UNEP, 1995). Leur origine peut être terrestre, comme les décharges, les rejets urbains ou agricoles ou maritimes, notamment la pêche, la navigation et le tourisme balnéaire. Bien que ces déchets comprennent d'autres matériaux tels que le métal, le verre, le caoutchouc ou le bois traité, les plastiques dominent très largement, représentant environ 80 % de tous les déchets flottants recensés dans les océans (Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2017; Worm et al., 2017).

La classification des plastiques marins repose principalement sur la taille des particules. Les macroplastiques regroupent les sacs, bouteilles, emballages, filets de pêche ou contenants jetables (Andrady, 2011). Les MPs, dont la taille est < 5 mm, proviennent soit de la fragmentation progressive des macroplastiques sous, par exemple, l'effet des vagues et des rayons ultraviolets, soit d'une production intentionnelle, comme les microbilles utilisées dans les cosmétiques ou dans les fibres synthétiques issues du lavage des textiles (Browne et al., 2011 ; Rochman et al. 2013). Quant aux nanoplastiques, mesurant moins de $1 \mu\text{m}$, ils peuvent traverser les membranes cellulaires et de perturber directement les processus biologiques des organismes marins (Gigault et al., 2018 ; Koelmans et al., 2017 ; Mattsson et al., 2017). Plusieurs études rapportent les effets de la pollution plastique (macro-, micro et nanoplastiques) sur les organismes marins (section I.2.2).

I.1.2. Sources et voies d'entrée des plastiques dans les milieux marins

La pollution plastique dans les milieux marins résulte principalement de l'introduction de déchets produits par l'homme, que ce soit depuis les terres ou directement depuis la mer. L'une des principales causes de cette contamination est la mauvaise gestion des déchets terrestres, notamment dans les pays en développement, où les systèmes de collecte, de traitement et de recyclage sont souvent insuffisants. Dans les zones urbaines côtières, beaucoup de déchets plastiques sont abandonnés dans l'environnement ou transportés par les rivières et les canaux jusqu'à la mer (Jambeck et al., 2015). Dans plusieurs régions d'Afrique, d'Asie et d'Amérique latine, y compris à Madagascar, l'absence de systèmes efficaces de collecte, de tri et de valorisation des plastiques empêche toute gestion durable (Gjerdseth, 2017; Jambeck et al., 2015). Cette

faiblesse structurelle favorise l'accumulation de plastiques sur les plages, dans les mangroves et sur les récifs coralliens, mettant en péril les écosystèmes côtiers et les ressources halieutiques (Weiskopf et al., 2021).

En parallèle, les rejets directs en mer constituent une autre source importante de pollution. Ces rejets peuvent être intentionnels, comme les déversements illégaux d'ordures par des navires, ou accidentels, comme la perte de conteneurs et de cargaisons lors de tempêtes (GESAMP, 2015). D'autres activités marines comme le transport maritime, le tourisme littoral, les ports de pêche ou les plateformes offshore sont également responsables de rejets directs en mer. Ces sources incluent les emballages jetés par les navires, les eaux grises ou noires mal traitées, les cargaisons accidentellement perdues et les MPs issus de l'usure des peintures ou des cordages ((Andrady, 2011 ; GESAMP, 2015; Peng et al., 2021). Les ports, les plateformes offshore et certaines activités touristiques maritimes contribuent également à ces apports. Même si l'Organisation maritime internationale (OMI) a instauré des conventions telles que MARPOL² pour réglementer ces pratiques, leur application reste limitée, en particulier dans les pays à faible capacité de contrôle et d'inspection (GESAMP, 2015; Endomo and Kong Mukwele, 2024).

Les activités économiques marines, notamment la pêche, occupent un rôle particulier et parfois paradoxal dans cette problématique. Bien qu'elles dépendent directement de la santé des écosystèmes, elles génèrent une part importante de déchets plastiques, en particulier sous la forme d'engins de pêche perdus ou abandonnés (Gilman et al., 2022; Macfadyen, Huntington, and Cappell, 2009). Ces équipements (e.g. filets, cordages, flotteurs) continuent de capturer et de piéger la faune marine pendant des années après leur perte, un phénomène connu sous le nom de « pêche fantôme ». Ce paradoxe illustre la nécessité de mieux réguler ces pratiques tout en accompagnant le secteur vers des solutions plus durables.

² MARPOL, abréviation de « Marine Pollution », est une convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires, adoptée en 1973 sous l'égide de l'Organisation maritime internationale (OMI), ensuite modifiée par le Protocole de 1978. Ainsi, le MARPOL 73/78 est souvent utilisé comme référence.

I.2. Risques et impacts de la pollution plastique

I.2.1. Conséquence de la pollution plastique sur les écosystèmes marins et côtiers

Les écosystèmes marins et côtiers, tels que les récifs coralliens, les mangroves et les herbiers marins, se caractérisent par une productivité biologique élevée et fournissent une gamme étendue de services écosystémiques essentiels, notamment l'atténuation de l'érosion côtière, la filtration des eaux, la séquestration du carbone bleu, le maintien de la biodiversité et l'approvisionnement en ressources halieutiques (Barbier et al., 2011 ; Spalding et al., 2014). Ces écosystèmes jouent également un rôle économique et culturel majeur pour les populations riveraines, en particulier dans les pays insulaires et tropicaux comme Madagascar. Cependant, leur proximité immédiate avec les zones d'activités humaines, portuaires et touristiques les rend particulièrement vulnérables à la pollution plastique (GESAMP, 2015 ; UNEP, 2016). Ces milieux riches en biodiversité jouent un rôle crucial en tant que nurseries pour de nombreuses espèces, mais ils constituent aussi des zones de dépôt des débris plastiques transportés depuis l'intérieur des terres (Gall and Thompson, 2015) (Fig. I.5).



Figure I.5 : Illustration de la pollution plastique affectant les écosystèmes de récifs coralliens et de mangroves. (Haut) : Films plastiques enchevêtrés sur des colonies coralliennes, perturbant leur croissance et leur santé (source : <https://conservation.reefcause.com>, cité dans Nama et al., 2023). (Bas gauche) : Filet de pêche accroché aux pneumatophores des palétuviers, entraînant des risques d'étranglement et d'altération de la dynamique sédimentaire. (Bas droit) : Film plastique accroché sur un jeune plant de palétuvier, pouvant compromettre son développement et la régénération de l'écosystème.

Les débris plastiques affectent directement ces écosystèmes marins côtiers par des mécanismes physiques, biologiques, chimiques, écologiques et socio-économiques. Les plastiques allant de nano- à macroplastique peuvent avoir des impacts sur les écosystèmes clés, dont les mangroves, les herbiers marins et les récifs coralliens (Table I.1, Annexe 1_Table A.1). Dans les mangroves, les MPs et les déchets flottants s'accumulent dans les racines et les sédiments, perturbant les processus biogéochimiques, la régénération végétative et la biodiversité benthique, tout en agissant comme vecteurs de polluants (Viet Dung et al., 2021 ; Herman et al., 2024 ; Luo et al., 2021). La structure racinaire dense favorise l'accumulation et la fragmentation des plastiques, amplifiant leur impact sur les organismes et les habitats. Les herbiers marins, quant à

eux, subissent une altération des échanges de lumière et de nutriments. Les débris plastiques, notamment les sacs plastiques, peuvent recouvrir le substrat et limiter l'accès à la lumière nécessaire à la photosynthèse des phanérogames marines, entraînant une réduction de leur croissance, de leur biomasse et un stress physiologique (Bonanno & Orlando-Bonaca, 2020, Hall et al., 2015; Stafford and Jones 2019). Les MPs peuvent également adsorber et transporter des contaminants chimiques, contribuant à l'altération des fonctions physiologiques des plantes et à la dégradation des services écosystémiques associés (Herman et al., 2024 ; Nugraha et al., 2025). Les récifs coralliens sont exposés à une combinaison d'impacts : ingestion de plastiques, stress oxydatif, perturbation des symbioses, transport de pathogènes via l'effet « Trojan Horse » et développement de maladies coralliennes (Lamb et al., 2018; Walther & Bergmann, 2022). De plus, les débris plastiques provoquent des abrasions, des blessures ou des nécroses chez les coraux en période de forte houle, compromettant leur résilience face aux épisodes de blanchissement et aux infections compromettant la résilience des coraux face aux stress environnementaux (Gregory, 2009 ; Putra et al., 2021).

Les risques sont également d'ordre biologique, car les déchets plastiques favorisent la dispersion d'espèces exotiques envahissantes via le phénomène de « rafting ». Ce transport passif d'organismes fixés sur des objets flottants permet à des espèces non indigènes de coloniser de nouveaux habitats, de concurrencer les espèces locales ou de véhiculer des pathogènes (Gregory, 2009; Kiessling, Gutow, and Thiel, 2015). Ces dynamiques bouleversent l'équilibre écologique et engendrent des coûts de gestion importants. Par exemple, des invertébrés non indigènes transportés par des fragments plastiques ont été identifiés dans des zones intertidales et subtidales de plusieurs régions tropicales (Reisser et al., 2015).

Ces perturbations combinées affectent profondément les fonctions écologiques de ces écosystèmes. La modification de la structure des communautés benthiques, la réduction de la diversité fonctionnelle et l'altération des processus biologiques clés contribuent à la dégradation des services écosystémiques rendus par ces milieux fragiles (Gall and Thompson, 2015). Cette dégradation compromet leur capacité à jouer un rôle tampon face aux tempêtes, à l'érosion et à la montée des eaux dans un contexte de changement climatique. À Madagascar, où les écosystèmes marins et côtiers soutiennent la sécurité alimentaire, le tourisme et les pratiques culturelles locales, leur altération par la pollution plastique constitue ainsi une menace majeure à la durabilité du développement côtier.

Tableau I.1 : Impacts de la pollution plastique sur les récifs coralliens, les mangroves et les herbiers marins

Ecosystèmes	Références	Type de pollution	Catégorie d'impact	Exemples spécifiques
Mangrove	Viet Dung et al., 2021; Gregory, 2009 ; Herman et al., 2024; John et al., 2021, Luo et al., 2021; Maghsodian et al., 2022; Pelsmaekers, 2025; Seeruttun et al., 2021; Stafford and Jones 2019; Vorsatz et al., 2025; Walther and Bergmann, 2022	Microplastiques (MPs) including fibres, fragments, foams, films ; debris marin antropogenique (AMD) incluant macroplastiques	<p>Perturbations environnementales et écosystémiques : Altération des processus écologiques, sédimentaires et biogéochimiques</p> <hr/> <p>Impacts sur la biodiversité : Risques pour les organismes vivants dans les mangroves</p> <hr/> <p>Effets liés à la structure physique des mangroves : Accumulation favorisée par la morphologie racinaire dense</p> <hr/> <p>Effets physico-chimiques des MPs : Capacité des MPs à adsorber et transporter des polluants</p> <p>Impacts végétatifs et faunistiques : Altération du développement des végétaux et réponse des macrofaunes</p> <hr/> <p>Impacts sociaux et de gouvernance : Conséquences pour la société humaine, la gestion et la réglementation</p>	<p>Empilement dans les sédiments et arbres</p> <p>Perturbation des processus biologiques et chimiques des mangroves</p> <p>Risques de dégradation des habitats</p> <p>Potentiel d'interférence avec la régénération végétative</p> <p>Ingestion et accumulation de MPs par les organismes marins</p> <p>Risques pour la biodiversité</p> <p>Perturbation des habitats</p> <p>Accumulation unique induite par la structure racinaire</p> <p>Risque d'obstruction lumineuse</p> <p>Vecteur potentiel de fragmentation vers MPs</p> <p>Adsorption de contaminants organiques et de métaux lourds par les MPs</p> <p>Corrélation positive entre surface couverte et densité de jeunes plants</p> <p>Impact faible observé sur les crabes et gastéropodes (résilience apparente)</p> <p>Nécessité de stratégies de gestion des déchets et de sensibilisation publique</p> <p>Malgré l'interdiction des plastiques à usage unique (ex. : Kenya), gestion inefficace</p> <p>Spécificités des petites îles : vulnérabilité accrue, besoin d'approches adaptées</p>

Tableau I.1. (Suite)

Ecosystèmes	Auteur, année	Type de pollution	Catégorie d'impact	Exemples spécifiques
Herbier marin	Ameen et al, 2024; Bonanno and Orlando-Bonaca, 2020; Douglas et al., 2024; Gerstenbacher et al., 2022; Gregory, 2009; Li et al., 2023; Nugraha et al., 2025; Stafford and Jones, 2019; Tang, 2024; Thushari and Senevirathna, 2020	MPs (< 5 mm : fragments, fibres, films, granulés)	Perturbations physiques et chimiques des échanges environnementaux : Blocage des échanges de lumière et de nutriments, altération des processus biogéochimiques	Potentiel de blocage lumineux et nutritif des feuilles Perturbation hypothétique des échanges luminonutritifs Perturbation des processus biologiques et chimiques des herbiers Réduction de la qualité de l'habitat Sorption et diffusion de contaminants via MPs
			Altération de la physiologie végétale : Effets directs sur les fonctions physiologiques des plantes (photosynthèse, croissance, survie)	Stress oxydatif Altération de la photosynthèse Diminution de la teneur en chlorophylle Diminution de la croissance Réduction de la biomasse des herbiers Diminution des taux de survie des semis
			Impacts sur les communautés associées : Perturbation des relations écologiques et de la structure trophique Réduction des services écosystémiques : Détérioration des fonctions écologiques et économiques des herbiers	Perturbation du microalgal épiphyte Risques pour l'équilibre trophique Impacts sur la biodiversité marine Dégradation des services écosystémiques associés Réduction de la qualité de l'habitat

Tableau I.1. (Suite)

Ecosystèmes	Auteur, année	Type de pollution	Catégorie d'impact	Exemples spécifiques
Récif corallien	Akhtar et al., 2022; Arindra Putra et al., 2021; Gregory, 2009; Hall et al., 2015; Huang et al., 2021; Lamb et al., 2018; Nama et al., 2023; Pantos, 2022; Saliu et al., 2019; Stafford and Jones, 2019; Thushari and Senevirathna, 2020; Walther and Bergmann, 2022	Nanoplastiques (<1 µm), MPs (<5 mm) et macroplastiques (>5 cm)	Impacts physiologiques sur les coraux : Perturbations directes du métabolisme, des fonctions vitales et de la santé corallienne	Ingestion non sélective, accumulation dans les tissus digestifs (mésentères) Blocage digestif Stress oxydatif Production de mucus accrue Réduction de la photosynthèse Croissance réduite
			Développement de pathologies et mortalité : Augmentation de l'incidence des maladies coralliennes et de la perte tissulaire	White syndromes, black band disease, skeletal eroding band TLAG (tissue loss with algal growth) Nécrose, blanchissement, immunotoxicité Coraux branchus jusqu'à 8× plus à risque
			Altérations des relations symbiotiques et de la reproduction : Perturbations des symbioses et fonctions de reproduction corallienne	Perturbation des microalgues symbiotiques Perturbation physiologique générale Altération de la digestion
			Vecteurs de contamination et effets « Trojan Horse » : Transport de polluants et agents pathogènes via les MPs	Contaminants plastiques (ex. : phtalates, PAEs) Effet « Trojan Horse » : transport de toxines ou pathogène Transport de pathogènes invasifs
			Dégradation de l'habitat récifal : Perturbation structurelle et écologique de l'écosystème récifal	Diminution de la croissance des coraux Perturbation de l'habitat marin Exposition multitrophique signalée
			Impacts économiques et sociaux : Répercussions indirectes sur les activités humaines dépendantes des récifs	Pertes économiques liées à la dégradation esthétique et touristique Réduction du potentiel récréatif et de pêche Nécessité de gestion préventive et restaurative

I.2.2 Effets de la pollution plastique sur les organismes marins

La pollution plastique a des effets étendus et souvent dévastateurs sur la faune marine, affectant un large éventail d'organismes allant du plancton aux grands mammifères marins. Plus de 700 espèces marines sont estimées être directement touchées par l'ingestion ou l'enchevêtrement des déchets plastiques (Gall and Thompson, 2015; UNEP, 2021). Ces impacts peuvent être physiques, chimiques ou biologiques, avec des conséquences à court et à long terme sur la santé des organismes, la dynamique des populations et les réseaux trophiques marins.

L'ingestion de plastiques est documentée chez de nombreuses espèces de poissons, oiseaux marins, cétacés, tortues et invertébrés (Lusher, McHugh, and Thompson, 2013; Rochman et al., 2015; Wilcox, Van Sebille, and Hardesty, 2015) (Tableau I.2, Annexe 1_Table A.1. Les impacts ont été évalués par des observations de terrain, des dissections anatomiques, des analyses du tube digestif et des études expérimentales contrôlées. Les plastiques ingérées peuvent provoquer des occlusions intestinales, des ulcérations, une sensation de satiété trompeuse et la mort. Chez les oiseaux marins, environ 59 % des espèces étudiées entre 1962 et 2012 ont ingéré du plastique, et en moyenne 29 % des individus au sein de ces études présentaient des plastiques dans leur tube digestif; ce taux d'ingestion pourrait atteindre 90 % des individus si les études étaient réalisées aujourd'hui, ce qui impacte leur nutrition et leur reproduction (Acampora et al., 2014; Van Franeker et al., 2011; Wilcox, Van Sebille, and Hardesty, 2015). Chez des poissons commerciaux, des fragments plastiques ont été identifiés dans le tube digestif, ce qui soulève des inquiétudes quant à la sécurité alimentaire humaine (Barboza et al. 2018).

L'enchevêtrement est un autre mode d'impact physique critique. Les espèces marines, notamment les mammifères, les tortues et les oiseaux, peuvent être piégées dans des ALDFG (Abandoned, Lost or other Discarded Fishing Gear), conduisant à des blessures, des amputations ou à la noyade (Gilardi et al., 2010; Macfadyen, Huntington, and Cappell, 2009). Ces dispositifs continuent à capturer la faune marine, phénomène connu sous le nom de « pêche fantôme », réduisant ainsi les produits halieutiques et affectant les communautés côtières dépendantes (FAO 2022).

Sur le plan toxicologique, les plastiques présents dans le milieu marin libèrent divers additifs chimiques utilisés lors de leur fabrication pour améliorer leurs propriétés. Parmi ces additifs figurent notamment les phtalates (utilisés comme plastifiants), les retardateurs de flamme (qui empêchent ou ralentissent la combustion) et le bisphénol A (un composant des plastiques

rigides). Plusieurs de ces substances sont désormais reconnues comme des perturbateurs endocriniens, c'est-à-dire qu'elles peuvent interférer avec le système hormonal des organismes marins et humains, provoquant des effets néfastes sur la reproduction, le développement et le métabolisme (Halden, 2010 ; Hermabessiere et al., 2017). En outre, les plastiques adsorbent à leur surface des polluants organiques persistants (POP), ce qui renforce leur toxicité une fois ingérés (Koelmans et al., 2016 ; Rochman et al., 2013 ; Teuten et al., 2009).

Les organismes planctoniques, notamment le zooplancton, représentent la première porte d'entrée des MPs dans les réseaux trophiques. Plusieurs études montrent une ingestion sélective avec une prédominance des fragments malgré l'abondance de fibres dans l'eau (Acarer Arat, 2024 ; Botterell et al., 2020). L'accumulation se retrouve dès les stades larvaires de poissons ($0,57 \pm 0,18$ particule/individu) (Goswami et al., 2023), soulignant la vulnérabilité des phases précoces. Ces interactions sont influencées par la morphologie des particules et par certains signaux chimiques tels que le diméthylsulfure (DMS), qui stimulent l'ingestion.

Chez les invertébrés marins, la diversité des impacts est bien documentée. Les bivalves (moules, huîtres) montrent une forte sensibilité à l'exposition chronique aux MPs, avec des impacts sur la croissance, la filtration, la reproduction et le transfert de contaminants chimiques (Abidli et al., 2023 ; Ke et al., 2019 ; Yu et al., 2024 ; Zang et al., 2019). Les crustacés présentent des signes de stress oxydatif, d'altération immunitaire et de lésions histopathologiques, en particulier au niveau des branchies et de l'hépatopancréas, avec des effets plus marqués pour les MPs de petite taille ou de formes irrégulières (Ferreira de Barros et al., 2020 ; Silveyra et al., 2023 ; Pisani et al., 2022 ; Zhang et al., 2023). Chez les échinodermes, on observe une baisse de diversité et d'abondance dans les zones impactées, ainsi que des modifications de la flottabilité pouvant affecter l'alimentation et la survie (Bertucci et al., 2022 ; Halley, 2024).

Les poissons, maillon central du réseau trophique, ingèrent fréquemment des plastiques (fibres et fragments, polyamide, polyuréthane), souvent de couleur transparente, noire ou bleue (Qiao et al., 2019 ; Cruz, 2023). Cette ingestion induit des réponses inflammatoires, un stress oxydatif (Santonicola et al., 2023), des perturbations du microbiote intestinal (Neto et al., 2020 ; Orose et al., 2023) et des altérations comportementales liées au stress physiologique (Orose et al., 2023). De plus, les poissons peuvent bioaccumuler des contaminants associés aux plastiques, tels que le mercure, avec des effets enzymatiques délétères (Cruz, 2023).

Chez les tortues marines, la pollution plastique représente une menace démographique majeure. Des modèles prédictifs et observations de terrain indiquent un risque accru de déclin des populations à long terme (Blagl et al., 2021 ; Roslan et al., 2023). Les tortues présentent également des perturbations intestinales caractérisées par des dysbioses et une probable inflammation chronique (Roslan et al., 2023).

Enfin, chez les oiseaux marins, les impacts sont multiples. L'ingestion de plastiques provoque des lésions digestives sévères, dont une fibrose chronique appelée « plasticosis » (Fackelmann et al., 2023 ; Massetti et al., 2021). Des altérations du microbiote intestinal sont également observées, incluant une réduction de la diversité microbienne et l'augmentation de pathogènes zoonotiques ou de bactéries résistantes aux antibiotiques (Puskic, 2023). Ces perturbations s'accompagnent souvent d'une dégradation de la condition corporelle et, dans certains cas, de signes de neurodégénérescence (Fackelmann et al., 2023). Toutefois, certaines espèces montrent une variabilité de sensibilité, certains individus ne présentant pas d'effets physiopathologiques apparents (Puskic, 2023).

Ces résultats mettent ainsi en évidence la diversité et la gravité des effets biologiques induits par l'exposition aux plastiques, qui peuvent entraîner des conséquences en cascade sur les réseaux trophiques et compromettre la résilience des populations marine. L'accumulation de plastiques dans les organismes peut perturber les transferts d'énergie, altérer les interactions prédateur-proie et modifier la structure des écosystèmes (GESAMP, 2015; Wright et al., 2013). À l'échelle des populations, ces perturbations peuvent réduire la résilience écologique face aux autres pressions environnementales comme le changement climatique ou la surpêche.

Tableau I.2 : Impacts de la pollution plastique sur les organismes marins.

Organismes étudiés : Bivalve				
Auteur, année	Type d'étude	Catégorie d'impact	Description	Exemples spécifiques
Abidli et al., 2023; Ke et al., 2019; Yu et al., 2024; F. Zhang et al., 2019	Expérimentale/ Observationnelle (revue)	Perturbations du développement Altérations physiologiques et fonctionnelles Transferts et effets toxiques Risques pour la santé humaine	Altérations du cycle de vie, croissance et reproduction des organismes Perturbations des fonctions biologiques essentielles et de l'état de santé Transfert de polluants chimiques liés aux plastiques et effets toxiques associés Menaces potentielles sur la sécurité alimentaire et la santé des consommateurs	Croissance ralentie, malformations, réduction de la survie larvaire Immunotoxicité, altération de l'immunité, filtration réduite, altération des ressources alimentaires, perturbation de l'habitat alimentaire Transfert de POPs (polluants organiques persistants), accumulation de fibres polyamides Ingestion alimentaire directe estimée chez l'humain
Crustacés				
De Barros et al., 2020; Silveyra et al., 2023; Pisani et al., 2022; Zhang et al., 2023	Expérimentale/ Observationnelle (revue)	Altérations physiologiques et fonctionnelles Altérations histopathologiques Facteurs aggravants liés aux MPs Perturbations écologiques et démographiques	Perturbations des fonctions vitales et physiologiques des organismes Lésions cellulaires ou tissulaires observées suite à l'exposition Intensification des effets selon la taille, forme et contamination associée Impact sur la survie, la reproduction et le comportement des populations	Condition corporelle plus faible chez individus contaminés, diversité alimentaire réduite, immunotoxicité, stress oxydatif, perturbation comportementale Épithélium branchial altéré (gill epithelia), tubules hépatopancréatiques (HP) atrophiés Effets négatifs plus marqués avec MPs de petite taille, formes irrégulières, contamination chimique Réduction de la survie, réduction de la reproduction, perturbations comportementales

Tableau I.2. (Suite)

Échinodermes	Auteur, année	Type d'étude	Catégorie d'impact	Description	Exemples spécifiques
	Bertucci et al., 2022; Halley, 2024	Expérimentale/Observationnelle (terrain)	Réduction de diversité et abondance	Diminution de la richesse spécifique et des effectifs dans les zones impactées	Réduction de la diversité, abondance moindre dans zones perturbées
			Altération des propriétés physiques	Modification des caractéristiques physiques affectant les organismes	Flottabilité modifiée, impact potentiel sur l'alimentation et la survie
Poissons	Cruz 2023; Neto et al., 2020; Orose et al., 2023; Qiao et al., 2019; Santonicola et al., 2023	Expérimentale/Observationnelle (revue)	Réactions inflammatoires et stress oxydatif Altération du microbiote intestinal Ingestion et types de polymères Perturbations comportementales Bioaccumulation de contaminants	Réponses immunitaires et oxydatives induites par la pollution plastique Modification de la composition ou fonction du microbiote digestif Ingestion directe de particules plastiques variées Changements dans les comportements exploratoires et stress physiologiques Accumulation de polluants associés aux plastiques et effets enzymatiques	Inflammation, augmentation du stress oxydatif, stress oxydatif induit Altération du microbiote intestinal Fibres/fragments de polyamide, polyuréthane ; couleurs transparentes, noires, bleues Altération du comportement (exploration), stress potentiel physiologique Bioaccumulation de mercure (Hg...), perturbations enzymatiques

Tableau I.2. (Suite)

Tortue marine			
Auteur, année	Type d'étude	Catégorie d'impact	Description
Biagi et al., 2021; Mohd Roslan and Harun, 2023	Théorique (modèle mathématique)/Observationnelle	Risques de déclin démographique Dysbiose et inflammation intestinale	Impact à long terme sur la survie et la viabilité des populations Déséquilibre du microbiote intestinal et inflammation associée
Oiseaux marins			
Fackelmann et al., 2023; Massetti et al., 2021; Puskic, 2023	Observationnelle (terrain + analyses santé)	Lésions digestives Altérations du microbiote intestinal Altération de la condition corporelle Signes neurodégénératifs Absence d'effets physiopathologiques directs	Fort risque de déclin avec pollution soutenue Dysbiose intestinale, probable inflammation intestinale Plaies digestives, fibrose plastique (« plasticosis ») Réduction de la diversité microbienne, augmentation des pathogènes zoonotiques, microbes résistants aux antibiotiques, microbes dégradant le plastique Altération de la condition corporelle Signes de neurodégénérescence Pas d'effets physiopathologiques observés directement

Tableau I.2. (Suite)

Zooplancton		Catégorie d'impact	Description	Exemples spécifiques
Auteur, année	Type d'étude			
Acarer Arat, 2024; Botterell et al., 2020; Goswami et al., 2023	Expérimentale (exposition contrôlée) /Observationnelle (terrain, revue)	Physiologique, immunitaire et développement	dysfonctionnements physiologiques, affaiblissent le système immunitaire et perturbation de la reproduction et le développement	Stress oxydatif
		Accumulation chez les larves	Ingèrston surtout des fragments, entraînant une accumulation mesurable chez certaines larves.	Accumulation notable dans les larves de poisson (0,57 ± 0,18 MP/individu)
		Comportement alimentaire & ingestion	Modification du comportement alimentaire et augmentation de l'ingestion en présence de signaux chimiques.	Infochemicals (DMS) augmente l'ingestion, la forme influence la sélectivité

I.2. Activités marines et pollution marine

Les activités marines jouent un rôle central dans la pollution des milieux littoraux et océaniques. Parmi celles-ci, la pêche et l'aquaculture, en constante expansion mondiale, sont des secteurs à la fois vitaux pour la sécurité alimentaire et responsables d'une part significative des déchets marins. Des études montrent que les ALDFG représentent près de 10 % du total des déchets plastiques dans les océans, et jusqu'à 46 % dans certaines zones comme le gyre du Pacifique Nord (Lebreton et al., 2018 ; FAO, 2022). Les équipements en plastique utilisés comme les filets, les lignes et les bouées sont conçus pour leur durabilité, mais lorsqu'ils ne sont plus utilisés, ils deviennent de redoutables polluants à longue durée de vie (Stelfox, Hudgins, and Sweet, 2016; Macfadyen, Huntington, and Cappell, 2009).

L'aquaculture, en particulier les élevages de poissons et de crevettes, contribue également à la pollution plastique, notamment par l'utilisation de cages et de cordages (FAO, 2017). Les déchets générés par ces installations, lorsqu'ils ne sont pas collectés ou gérés correctement, s'accumulent dans les zones côtières et perturbent les écosystèmes environnants. De plus, les filets encrassés (*biofouling net*), lorsqu'ils sont remplacés, sont parfois abandonnés sur les plages ou jetés à la mer, aggravant la charge plastique locale (Galgani et al., 2010). La proximité des sites aquacoles avec les écosystèmes sensibles comme les herbiers ou les récifs aggrave les risques pour la biodiversité. Outre la pêche et l'aquaculture, d'autres activités marines comme le transport maritime, le tourisme littoral, les ports de pêche ou les plateformes offshore sont également responsables de rejets directs en mer. Ces sources incluent les emballages jetés par les navires, les eaux grises ou noires mal traitées, les cargaisons accidentellement perdues et les MPs issus de l'usure des peintures ou des cordages (Andrady, 2011; GESAMP, 2015). Les bateaux de pêche artisanale et industrielle sont souvent mal équipés en systèmes de gestion des déchets à bord, contribuant à des déversements illégaux en mer. Par ailleurs, le tourisme côtier, notamment les plages mal encadrées ou les activités nautiques, génère d'importants volumes de déchets plastiques à usage unique (boîtes, gobelets, sacs, bouteilles) qui finissent dans la mer (Bergmann, 2015).

Enfin, la mauvaise gestion des déchets produits par les communautés côtières alimente également cette pollution. Dans plusieurs régions d'Afrique, d'Asie et d'Amérique latine, y compris à Madagascar, l'absence de systèmes efficaces de collecte, de tri et de valorisation des plastiques empêche toute gestion durable (Gjerdseth, 2017; Jambeck et al., 2015).

I.2.1. Importance de la pêche et aquaculture

La pêche représente un pilier fondamental de l'économie et de la sécurité alimentaire de Madagascar. Dans le sud-ouest du pays, les communautés Vezo perpétuent depuis des générations une pêche artisanale qui constitue leur principale source de revenus et de protéines animales (Behivoke, 2022 ; Harris, 2007 ; Rodine et al., 2025). Selon la (FAO, 2022), les produits de la mer contribuent à environ 7 % du produit intérieur brut national et fournissent une part essentielle des apports protéiques pour des millions de Malgaches. Cette dépendance est particulièrement marquée dans les zones littorales où les infrastructures économiques alternatives sont limitées et où l'accès aux ressources halieutiques façonne les modes de vie et les identités sociales. Dans la région de Toliara, les pêcheurs artisanaux exploitent les lagons, les récifs coralliens et les mangroves. La pression exercée sur ces milieux s'est intensifiée sous l'effet combiné de la croissance démographique, de l'essor des filières d'exportation, notamment celles du poulpe et, de l'holothurie (Harris, 2007 ; Cooke et al., 2000).

Ce rôle structurant de la pêche artisanale se retrouve également dans de nombreuses sociétés littorales de l'Océan Indien occidental et d'Asie du Sud-Est. Aux Seychelles, la pêche côtière artisanale contribue significativement à l'approvisionnement local et à l'économie de l'archipel (Robinson and Shroff, 2020). La pêche artisanale représente environ la moitié des prises mondiales de poissons et emploie plus de 90 % des travailleurs de la pêche, dont la moitié environ sont des femmes (principalement dans la commercialisation et la transformation) (Hurtado et al., 2014; FAO, 2020). Ces exemples illustrent que la dépendance à l'égard des ressources marines vivantes est une constante des sociétés côtières tropicales, dans un contexte de vulnérabilité accrue face aux changements environnementaux et aux fluctuations des marchés mondiaux.

En réponse au déclin progressif des stocks halieutiques et à la variabilité des rendements, l'aquaculture villageoise (community-based aquaculture, CBA) s'est progressivement imposée comme une activité complémentaire dans plusieurs régions littorales. Dans le sud-ouest de Madagascar, notamment dans la région de Toliara, des initiatives d'holothuriculture et d'algoculture ont été mises en place au cours des dernières décennies afin de diversifier les sources de revenus et de réduire la pression sur les pêcheries côtières (Vincent & Razafimamonjiraïbe, 2020). Les sociétés privées créées contribuent à l'emploi local, à stabiliser les revenus des ménages et à renforcer la résilience économique des communautés. Des dynamiques similaires s'observent dans d'autres pays tropicaux : en Indonésie, la culture d'algues rouges du genre *Kappaphycus*

constitue une filière majeure qui génère des revenus substantiels pour des dizaines de milliers de producteurs (Hurtado et al., 2014). L'holothuriculture villageoise connaît un essor croissant dans les pays tropicaux, notamment aux Philippines, en Indonésie, au Sri Lanka, et à Madagascar, permettant la voie vers l'exportation et au dynamisme des économies locales (Purcell et al. 2012 ; Hamel et al. 2021). Cette pratique d'élevage de *Holothuria scabra*, est considérée à la fois comme une alternative durable pour les communautés côtières, combinant objectifs de conservation et de développement (Hamel et al., 2021).

Au-delà de leur rôle économique et alimentaire, la pêche et l'aquaculture participent également à la structuration des identités culturelles et sociales des communautés littorales (Veriza et al., 2018). Chez les Vezo, la mobilité saisonnière des pêches et la transmission intergénérationnelle des savoirs écologiques constituent des fondements de l'organisation sociale et des représentations collectives (Harris, 2007; Cripps and Gardner, 2016). Ces dimensions culturelles sont également centrales dans d'autres contextes : en Papouasie–Nouvelle-Guinée, aux Îles Salomon ou dans le sud des Philippines, la pêche artisanale et l'aquaculture villageoise sont étroitement liées aux structures coutumières et aux régulations communautaires de l'accès aux ressources marines (Cinner and McClanahan, 2006). Des travaux plus récents confirment l'importance de ces institutions traditionnelles dans la gouvernance des ressources marines, notamment à travers les "Locally managed marine areas" (LMMAs), qui permettent une cogestion fondée sur les savoirs locaux et les normes sociales (FAO, 2018 ; Govan et al., 2009 ; Jupiter et al., 2014). La FAO souligne d'ailleurs que la reconnaissance des régimes coutumiers est essentielle pour la durabilité des pêches à petite échelle dans le Pacifique et l'Asie du Sud-Est (FAO, 2023). La reconnaissance et la prise en compte de ces dimensions socioculturelles apparaissent dès lors comme un préalable indispensable au développement de politiques de gestion durable conciliante impérative de conservation, efficacité économique et droits des communautés.

I.2.2. Contribution de la pêche et aquaculture dans la pollution marine

La mise en œuvre et le développement des activités aquacoles demeurent fortement dépendants de l'usage de matériaux plastiques. Les filets, cordages, flotteurs, dispositifs d'amarrage et contenants divers constituent des équipements indispensables au fonctionnement quotidien des exploitations (Macfadyen, Huntington, and Cappell, 2009). Cette dépendance aux intrants plastiques n'est pas sans conséquences environnementales : de nombreuses études ont mis en évidence que les pertes accidentelles, l'usure et l'abandon de ces matériaux contribuent significativement à l'accumulation de macroplastiques et MPs dans les milieux côtiers et marins (GESAMP, 2015; A. Lusher et al., 2017). À Taïwan et en Chine, l'aquaculture intensive est aujourd'hui identifiée comme l'une des principales sources de débris plastiques littoraux, participant à la contamination chronique des habitats benthiques et à la dispersion des MPs dans les chaînes trophiques (Xiong et al., 2018). Ces constats soulignent la nécessité de promouvoir des pratiques aquacoles plus responsables, incluant le recours à des matériaux biodégradables, des systèmes de récupération des engins usagés et des plans de gestion intégrée des déchets.

La pêche, tant artisanale qu'industrielle, constitue une source majeure de pollution plastique en mer. Les ALDFG, communément appelés « filets fantômes », représenteraient jusqu'à 75 à 86 % de la masse des déchets plastiques flottant dans certaines zones océaniques, notamment dans le gyre du Pacifique Nord (FAO, 2022; Gilman et al., 2022; Lebreton et al., 2018). Ces équipements, filets, cordes, lignes, et flotteurs, continuent à capturer du poisson, tortues, oiseaux et mammifères marins, provoquant des pertes considérables de biodiversité et de ressources halieutiques (Macfadyen, Huntington, and Cappell, 2009; Stelfox, Hudgins, and Sweet, 2016). En plus de nuire aux espèces marines et aux habitats côtiers, ces déchets posent des risques pour la navigation maritime et les infrastructures portuaires (GESAMP, 2015).

L'aquaculture, souvent perçue comme une alternative durable à la surpêche, n'est pas exempte de responsabilités dans la pollution plastique. Elle génère des déchets importants à travers l'utilisation de structures plastiques telles que cages flottantes, filets, flotteurs en polystyrène, sacs d'aliment et systèmes d'amarrage (Hossain et al., 2019). De nombreux rapports soulignent que les MPs libérés par abrasion ou dégradation des matériaux peuvent contaminer l'eau, les sédiments et les espèces élevées, comme les tilapias, crevettes ou huîtres, affectant leurs croissance, santé et qualité marchande (Bessa et al., 2019; Halden, 2010; A. L. Lusher et al., 2017). Par ailleurs, des

infrastructures mal entretenues ou vieillissantes sont souvent abandonnées sur place, aggravant l'accumulation de plastiques dans les zones aquacoles (GESAMP, 2015).

La pollution d'origine halieutique est aussi indirectement aggravée par une mauvaise gestion à terre des déchets issus de la chaîne de production. Dans de nombreux ports de pêche, en particulier dans les pays en développement, les installations de collecte et de traitement des plastiques sont insuffisantes, entraînant ainsi l'accumulation des débris plastiques dans les zones littorales (Jambeck et al., 2015; UNEP, 2016). Les filets usagés, bouées, gants et emballages alimentaires sont fréquemment brûlés à l'air libre, enterrés dans le sable ou rejetés en mer, aggravant la dégradation des écosystèmes marins (FAO 2022). Ces déchets, fragmentés par les conditions marines, libèrent des micro- et nanoplastiques qui pénètrent dans la chaîne alimentaire marine, menaçant la sécurité sanitaire et alimentaire des populations locales (GESAMP, 2015 ; Rochman et al., 2013 ; Sussarellu et al., 2016).

I.2.3. Impacts de la pollution marine sur la pêche et l'aquaculture

La pollution marine, notamment celle d'origine plastique, constitue une menace sérieuse et croissante pour la durabilité économique, écologique et sociale des secteurs de la pêche et de l'aquaculture. Ces impacts, qui se manifestent à la fois de manière directe et indirecte, compromettent la productivité des systèmes halieutiques et la sécurité alimentaire des populations côtières qui en dépend.

D'abord, les débris plastiques, qu'il s'agisse de macro- ou de MPs, affectent directement la santé des organismes marins exploités commercialement. L'ingestion de particules plastiques par les poissons, mollusques ou crustacés engendre des perturbations physiologiques variées, telles que des inflammations des tissus, des blocages digestifs ou encore l'absorption de contaminants toxiques qui s'accumulent dans la chair des animaux (Bessa et al., 2019 ; Rochman et al., 2013 ; Sussarellu et al., 2016). Ces effets ont pour conséquence la diminution de la croissance, la baisse de la capacité reproductive et l'altération de la qualité commerciale des espèces, provoquant d'importantes pertes économiques pour les pêcheurs et les producteurs aquacoles (Halden, 2010; A. Lusher et al., 2017).

Ensuite, la présence accrue de déchets plastiques dans les zones de pêche et autour des installations aquacoles représente un risque considérable pour les équipements et les infrastructures. Les engins de pêche peuvent s'enchevêtrer ou s'endommager au contact de ces

débris, augmentant ainsi les coûts d'entretien et de remplacement, ainsi que les probabilités d'abandon involontaire d'équipements en mer, qui alimentent à leur tour le phénomène de « pêche fantôme » (FAO, 2022; Macfadyen et al., 2009; UNEP, 2016). Dans les fermes aquacoles, la dégradation des cages, des filets et des bouées exposées au milieu marin accentue les pertes matérielles et renforce le cercle vicieux de la pollution plastique (Hossain et al., 2019).

Par ailleurs, la libération d'additifs toxiques et la bioaccumulation de polluants organiques persistants compromettent la qualité sanitaire des produits de la mer, posant des défis majeurs en matière de sécurité alimentaire et de santé publique (Bessa et al., 2019; Rochman et al., 2013; FAO, 2021). Cette contamination peut freiner l'accès aux marchés internationaux soumis à des normes sanitaires strictes, diminuant la compétitivité des filières halieutiques. En outre, elle réduit la résilience des écosystèmes marins face aux pressions anthropiques et aux changements climatiques, augmentant la vulnérabilité des communautés côtières (UNEP/MAP et Plan Bleu 2020).

Enfin, les déchets plastiques participent à la dégradation progressive des habitats essentiels à la pêche tels que les récifs coralliens, les herbiers marins et les mangroves. La perte de ces zones de reproduction, de nourrissage et de nurseries contribue à la baisse des stocks halieutiques et à la diminution des rendements de pêche à long terme (UNESCO, 2021). Cette situation contraint souvent les pêcheurs à s'éloigner davantage de la côte ou à intensifier leur effort de pêche, ce qui alourdit la pression sur les ressources naturelles et renforce la précarité économique des ménages dépendants de la mer (FAO, 2022).

I.3. Pollution marine à Madagascar

Madagascar, avec sa longue façade côtière de plus de 5 000 km, abrite une diversité d'écosystèmes marins remarquables, notamment des récifs coralliens parmi les plus étendus de l'ouest de l'océan Indien, d'importantes mangroves, des herbiers marins et des zones de pêche artisanale particulièrement dynamiques. Pourtant, la pollution marine, en particulier la contamination par les plastiques, est aujourd'hui reconnue comme une préoccupation environnementale majeure au regard des pressions cumulées liées à la croissance démographique, à l'urbanisation côtière et à l'intensification des échanges maritimes.

Les connaissances scientifiques sur cette pollution restent encore limitées. Quelques études pionnières ont permis de documenter l'ampleur du phénomène sur les plages, dans les lagons et

les herbiers marins. Par exemple, Gjerdseth (2017) a mené une analyse quantitative des débris plastiques sur plusieurs sites du nord de Madagascar, révélant des densités élevées, parfois de plusieurs centaines de fragments par mètre carré.

Le rapport de la Commission de l’océan Indien (IOC SWIOFish2/AIODIS project, 2021), dans le cadre du projet SWIOFish2, a souligné que, malgré de nombreux efforts de nettoyage des plages entre 2019 et 2021, peu d’évaluations systématiques des déchets plastiques marins ont été réalisées. Les données préliminaires d’un suivi sur quatre villes côtières dont, Nosy Be, Sainte-Marie, Tuléar et Fort-Dauphin, indique que les plages situées dans les zones habitées accumulent plus de déchets plastiques que celles situées dans des zones inhabitées. Le rapport fait également état de pratiques généralisées de dépôts sauvages, d’incinération à ciel ouvert et de déversements directs dans les mangroves ou le littoral, renforçant l’idée que le littoral est fréquemment vu comme un endroit où l’on peut jeter les déchets sans conséquence, en comptant sur les marées pour les faire disparaître. Ce constat souligne l’ampleur du défi logistique et culturel pour endiguer la dispersion des plastiques dans l’environnement côtier.

Concernant les sources sectorielles de pollution, les déchets issus du secteur halieutique ne sont pas encore quantifiés précisément. Les estimations actuelles reposent surtout sur des chiffres indirects, comme la quantité de filets de pêche importés. En 2019, ces importations atteignaient environ 604 tonnes, et la moitié est considérée comme susceptible de finir en déchets marins (IOC SWIOFish2/AIODIS project, 2021). Cette forte dépendance aux engins en plastique concerne autant la petite pêche (small-scale fisheries, SSF) que les grandes pêcheries industrielles de thon, de crevettes et l’aquaculture. La perte ou l’abandon de filets, cordages et autres matériels contribue ainsi, de manière diffuse, mais importante, à l’accumulation de plastiques en mer et sur le littoral malgache.

Par ailleurs, les activités portuaires et le transport maritime représentent aussi une des sources majeures de pollution. Parmi les 17 ports du pays, seuls cinq (Antsiranana, Toliara, Vohémar, Toamasina et Tolagnaro) sont équipés d’infrastructures jugées suffisantes pour gérer les déchets des navires, conformément aux règles de la convention MARPOL. Les douze autres ports, plus petits et régionaux, qui accueillent le cabotage et de petites embarcations, ont des capacités limitées pour collecter et traiter ces ordures. Cela augmente le risque de rejets directs en mer ou sur les côtes. Combinée à la hausse du trafic maritime, cette situation rend le secteur portuaire

stratégique, mais encore vulnérable, dans la lutte contre la pollution plastique (IOC SWIOFish2/AIODIS project, 2021).

Des projets récents ont vu le jour pour répondre à cette problématique. Il y a, par exemple, le projet ExPLOI (Expédition Plastique de l'Océan Indien), soutenu par le Ministère de l'Environnement, qui vise à instaurer une plateforme collaborative pour améliorer la gestion des déchets plastiques. Le projet IslandPlast, coordonné par l'IUCN et financé par la Coca-Cola Foundation, vise à réduire la pollution plastique dans sept îles africaines, dont Madagascar, en renforçant la collecte, le recyclage et l'économie circulaire tout en soutenant les travailleurs du secteur informel. Le projet GloLitter, lancé par la FAO et OMI, vise à aider des pays comme Madagascar à prévenir et réduire la pollution marine par les déchets plastiques issus des secteurs de la pêche et du transport maritime grâce à des actions politiques, techniques et de renforcement des capacités. Madagascar s'engage aussi à travers une diversité d'initiatives incluant sensibilisations, formation professionnelle/recyclage, nettoyage et ateliers.

Les publications portant spécifiquement sur la pollution plastique à Madagascar sont encore très rares (Table I.3). L'étude de Gjerdseth (2017) constitue à ce jour l'une des premières publications scientifiques dédiées à Madagascar, avec une analyse quantitative sur trois plages du nord du pays (Diana). Elle a révélé une densité moyenne de 0,109 plastique m^{-2} , sans pour autant détailler les tailles, formes, ni couleurs des débris observés. Cette recherche a souligné une corrélation claire entre la densité des déchets et la fréquentation des plages.

Antérieurement, le rapport de Frontier Madagascar dirigé par Anderson (2016), bien que non publié dans une revue scientifique à comité de lecture, constitue l'une des premières investigations sur les déchets plastiques côtiers malgaches. Réalisée sur les plages autour de Nosy Be, cette étude s'est appuyée sur des campagnes de nettoyage citoyen et des transects visuels. Elle a fourni des données sur la densité des déchets collectés, mais n'a pas permis de caractériser finement les types de plastiques (tailles, formes, couleurs). Ces deux contributions restent des bases importantes, bien que méthodologiquement limitées.

Par ailleurs, d'autres études à portée régionale incluent Madagascar dans leurs échantillonnages ou synthèses, sans toutefois y consacrer une analyse spécifique. Barnes (2004), dans une étude pionnière sur les échouages de plastiques et autres débris flottants dans l'océan Indien, a documenté la présence massive de macroplastiques sur les côtes est et ouest de

Madagascar, soulignant le rôle des vents et courants dans leur accumulation. Les formes les plus fréquentes étaient des filets, débris rigides et fragments divers, bien que les données chiffrées restent limitées. De même, la revue de Honorato-Zimmer et al. (2022), bien qu'élargi à toute la région WIO (Western Indian Ocean), inclut des cas de pollution plastique à Madagascar. Elle signale notamment la présence de fibres plastiques dans les sédiments côtiers et dans le tractus digestif de poissons, ainsi que des déchets d'emballage sur les plages de ponte de tortues. Toutefois, les données malgaches restent fragmentaires et sont bien moins nombreuses que celles provenant d'autres pays comme l'Afrique du Sud. En complément, les travaux de Thibault et al. (2023, 2024) fournissent une analyse comparative entre les plastiques retrouvés dans le tractus digestif de tortues caouannes et ceux collectés sur les plages de Madagascar. Ils montrent que la majorité des plastiques sont des fragments rigides blancs (>1 mm), d'origine majoritairement asiatique selon les modèles de circulation et les audits de marques. Ces tortues peuvent ainsi constituer de potentiels bio-indicateurs régionaux. Enfin, plusieurs rapports stratégiques non académiques ont apporté une perspective élargie sur les enjeux de pollution plastique à Madagascar. C'est le cas du projet MALIMO (2019–2021), qui a permis le développement d'une base de données nationale sur les déchets échoués, sans toutefois inclure d'analyse biologique ni de quantification normalisée. De même, les documents produit par la Commission de l'océan Indien (COI) dans le cadre de la mise en œuvre du sous-volet AIODIS du deuxième projet sur la gouvernance des pêches et la croissance partagée dans l'océan Indien sud-ouest (SWIOFish2), ont souligné la forte prévalence des plastiques à usage unique, l'absence de systèmes de collecte performants et la nécessité de plans d'action nationaux intégrant l'économie circulaire (IOC SWIOFish2/AIODIS, 2021). Toutefois, ces documents reposent essentiellement sur des analyses qualitatives, avec peu de données de terrain normalisées.

Tableau I.3 : Publications sur la pollution plastique en milieu marin à Madagascar.

Auteur, année (Type étude)	Zone d'étude	Écosystèmes /organismes étudiés	Plastique analysée	Méthodologie principale	Principaux résultats (spécifiques pour Madagascar)
Thibault et al., 2024 (<i>Article scientifique</i>)	SWIO (2019–2023) + 9 plages (Ampanihy, Ampahiry, Juan de Nova, Lys)	Hauturière, surface marine, plages	Macro-, méso-, microplastiques (MPs, >500 µm)	Chalutage manta, observation visuelle, quadra plages, FT-IR, audit de marques	101 055 débris plastiques collectés : 95 % plastique. Macroplastiques : Tromelin 11,7 ± 16,8 items.m ⁻¹ , Juan de Nova 7.8 ± 0,2 items.m ⁻¹ , et Ampanihy 5,84 ± 5,74 items.m ⁻¹ . Mésoplastique : Ampanihy 140 ± 89 items. m ⁻¹ , Ampahiry 62 ± 59 items.m ⁻¹ , et Juan de Nova 92.3 ± 13,6 items.m ⁻¹ . Plastique dur dominant (70 % pour surface, 77 % plage et 85 % manta). Origine : Asie du Sud-Est.
Thibault et al., 2023 (<i>Article scientifique</i>)	Côte Est de Sainte-Marie : Albran Est, Ambohidenana, Ampanihy	Surface marine et plage. Tortue marine (<i>Caretta caretta</i>)	Macro- et mésoplastiques (>5 mm, 5–25 mm)	Suivi de l'ingestion via excréments, audit de marques sur plages, modélisation des origines	Plastique dur et blanc dominant dans les tortues et sur les plages (96 % durs ; 48 % blancs). Source principale : Asie du Sud-Est. Albran Est : site le plus pollué (5,54 ± 3,37 items.m ⁻² ; 26.93 ± 18,49 g.m ⁻²).

Tableau I.3 (Suite)

Auteur, année (Type étude)	Zone d'étude	Écosystèmes/ organismes étudiés	Plastique analysée	Méthodologie principale	Principaux résultats (spécifiques pour Madagascar)
Honorato-Zimmer et al., 2022 (<i>Revue scientifique</i>)	WIO (incluant Madagascar)	Plages, surface et colonne d'eau	Macro- et MPs	Revue de 147 publications (1973–2021)	Pour Madagascar : données limitées, centrées sur plages et macroplastiques uniquement
IOC SWIOFish2/AIODIS project, 2021 (Rapport AIODIS)	Régional (AIODIS incluant Madagascar et excluant La Reunion)	Non spécifié	Macro- et MPs	Rapport de synthèse sur pressions, origines et impacts	Principales sources de la pollution plastique marine à Madagascar : mauvaise gestion des déchets, activités maritimes, apports par courants océaniques. Estimation : 3480 t/an, avec 22 t/an MPs (basée exclusivement sur l'abrasion des pneus) et 302 t/an débris relatifs à la pêche (en considérant 50 % des 604 t de filets importés en 2019 comme ALDFG)
Saloma et al., 2021 (Rapport MALIMO_WIOMSA)	Sainte-Marie (Ampanihy* et Analambanio), Nosy Be (Ambondrona* et Ampasikely), Toliara (Tsongeritelo et Beravy), Fort – Dauphin (Ampanihy* et Ankoba)	Plages	Macroplastiques	Nettoyage, comptage et caractérisation des déchets (origine, type, taille)	Plage habitée plus polluante (pour tous sites). Plastiques d'origine malgache pour toutes plages sauf Ampanihy et Ampahiry (d'Asie du Sud-ouest). Sainte Marie : macroplastique souple (emballages), issu de l'apport terrestre. Nosy Be : macroplastique rigide (bouteille de boisson), issu de l'apport terrestre. Toliara : plastiques mous, issus de l'apport terrestre. Fort-Dauphin: macroplastique 2,5-10 cm.

Tableau I.3 (Suite)

Auteur, année (Type étude)	Zone d'étude	Écosystèmes/or ganismes étudiés	Type de pollution plastique analysée	Méthodologie principale	Principaux résultats (spécifiques pour Madagascar)
Gjerdseth, 2017 (Article scientifique)	Nord de Madagascar : Ampasindava, Ramena, Baie de Sakalava	Plages	Macroplastiques	90 transects (10x3 jours, 2 sites) ; classification par type et couleur	Densité élevée sur plages touristiques. Plastique dominant (62% soit 758/1216 pièces, 0.109 pièces m ⁻²) ; majoritairement dur et blanc (48 et 30 %) ; corrélation usagée plage - volume de déchets.
Anderson, 2016 (Rapport)	Nosy Be	Plage et mangrove	Macroplastiques	Nettoyage 2x/sem ; tri par type et zone (mangrove, plage, ligne d'arbre)	3759 pièces collectées, plastique dominant : sacs, emballages, bonbons. Autres types : verre, métal, polystyrène.

La gestion des déchets plastiques à Madagascar demeure largement insuffisante, aggravant les pressions sur les écosystèmes marins et la santé des communautés côtières. Dans les grandes villes, les déchets plastiques obstruent les canaux de drainage, favorisant des inondations et la propagation de maladies infectieuses (Vivy Green, 2024).

L'absence d'infrastructures modernes de collecte et de traitement favorise l'accumulation de plastiques dans les rivières, les zones urbaines côtières, puis dans l'océan. Dans les zones rurales ou défavorisées, les déchets sont souvent brûlés à l'air libre ou jetés directement dans les cours d'eau et sur les plages (IOC SWIOFish2/AIODIS project, 2021). À cela s'ajoute un cadre réglementaire insuffisamment appliqué, rendant difficile la mise en œuvre de politiques efficaces.

Des initiatives locales, notamment dans le sud-ouest de Madagascar, tentent de répondre à cette situation à travers des actions communautaires : nettoyages de plages, éducation environnementale, et recyclage informel. Toutefois, leur portée reste limitée sans soutien institutionnel renforcé (UNEP, 2021).

Par ailleurs, le manque de données systématiques sur la quantité, la nature et la distribution des déchets constitue un obstacle majeur pour le développement de stratégies de gestion intégrées. La sensibilisation du public et des acteurs économiques est encore insuffisante, freinant les efforts collectifs nécessaires pour réduire cette pollution.

I.4. Objectif de l'étude

L'état des connaissances sur la pollution plastique à Madagascar révèle un manque important de données scientifiques, tant sur la nature et la répartition des déchets plastiques que sur leurs sources et leurs impacts environnementaux. Bien que certaines initiatives aient permis de documenter ponctuellement la présence de débris plastiques sur les plages ou en mer, il n'existe pas encore de cadre global de suivi ni de base de données centralisée permettant d'évaluer l'ampleur réelle de cette pollution à l'échelle nationale. Plusieurs aspects de la pollution marine restent encore largement inexplorés, à savoir, la contribution des activités des pêches artisanales et des aquacultures artisanales à la pollution plastique, la contamination des compartiments environnementaux (sédiments, eaux) par les MPs, ainsi que les effets potentiels sur les espèces marines locales ou les humains, etc.

Ce manque de connaissances représente un obstacle pour la mise en place d'une politique efficace prévention et de gestion des déchets plastiques, cela empêche également d'évaluer les risques pour la biodiversité, la santé humaine et la durabilité des ressources côtières.

Dans ce contexte, une étude ciblée dans les zones côtières de Madagascar, à forte activité halieutique, s'avère indispensable pour produire des données scientifiques nouvelles et adaptées au contexte local. Les données obtenues seront cruciales pour éclairer les décisions de gestion, renforcer les capacités nationales de suivi environnemental et sensibiliser tous les acteurs impliqués.

Cette thèse a pour but d'évaluer l'état de la pollution par les macros- et les MPs dans des écosystèmes marins primordiaux du sud-ouest de Madagascar : les mangroves, les herbiers et les plages. Je me suis particulièrement intéressée à l'impact que pouvaient avoir des activités marines locales pratiquées par les villageois côtiers, les pêches artisanales et les aquacultures artisanales. Mon étude a impliqué la caractérisation des débris plastiques relatifs à ces activités marines locales dans les habitats marins (lieu de déversement des débris), mais aussi l'étude d'accumulation des MPs dans des animaux marins susceptibles d'ingérer les MPs (des holothuries détritivores, un bivalve suspensivore et des poissons aux habitudes alimentaires variées). D'une part, les informations issues de cette étude permettront d'établir une base de données sur la pollution plastique en milieu marin pour Madagascar et de trouver des pistes pour de futures recherches sur les effets des MPs chez les organismes marins. D'autre part, connaître la distribution et l'accumulation des matières plastiques au niveau des différents écosystèmes servira à déterminer les mesures nécessaires dans la gestion de déchets plastiques pour la durabilité de l'environnement et la santé humaine.

Mon étude s'est focalisée sur quatre grands axes : (i) l'analyse de la contribution des pêches artisanales et de l'aquaculture communautaire à la pollution par les débris marins (ii) la caractérisation de la contamination des sédiments et eaux marins par les MPs (iii) l'étude de l'ingestion de MPs chez différentes espèces marines locales selon leur régime alimentaire, et (iv) l'estimation de l'erreur humaine faite sur le dénombrement des MPs par la mise au point d'une méthode rapide de différenciation des microfilaments pétrosourcés via le SEM-EDX.

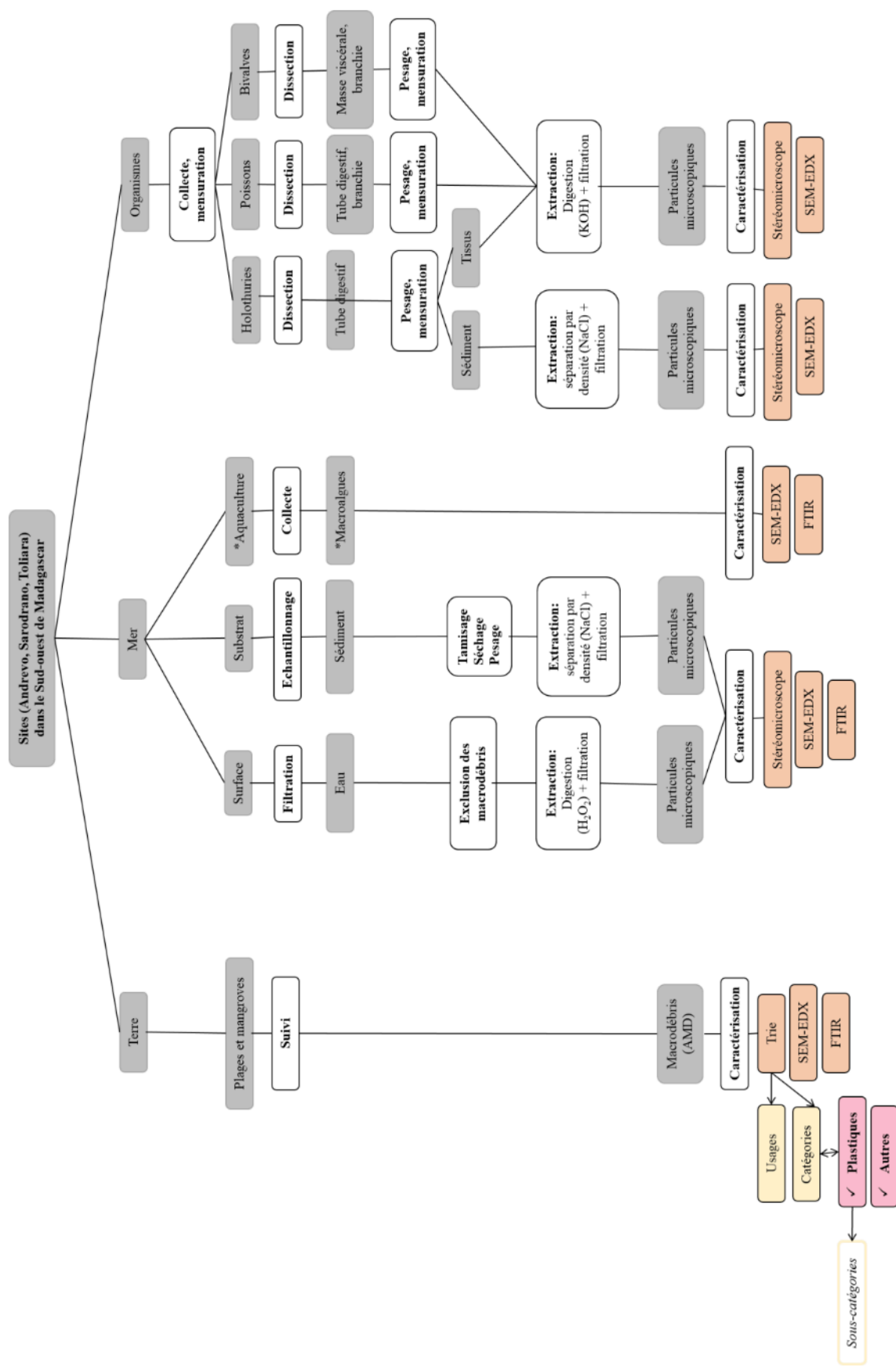


Figure I.6 : Schéma conceptuel résumant l’approche globale de la thèse sur la pollution plastique dans le milieu marin du sud-ouest de Madagascar

Chapitre II

Quantification des débris anthropiques issus de la petite pêche et de l'aquaculture villageoise dans les écosystèmes marins et côtiers du sud-ouest de Madagascar

Publié dans un journal scientifique :

Raharinaivo, Lovasoa Rina, Gildas Boleslas Georges Todinanahary, Jérôme Delroisse, Jean-Marie Raquez, Carla Bittencourt, Tiandrainy Gédice Fernand Maherizo, Thierry Lavitra, and Igor Eeckhaut. 2025. 'Quantification of anthropogenic debris from small-scale fisheries and community-based aquaculture in marine and coastal ecosystems of Southwestern Madagascar.' Marine Pollution Bulletin 213

Quantification of anthropogenic debris from small-scale fisheries and community-based aquaculture in marine and coastal ecosystems of Southwestern Madagascar

Lovaso Rina RAHARINAIVO^{1,2,5*}, Gildas Boleslas Georges TODINANA HARY^{2,5}, Jérôme DELROISSE¹, Jean-Marie RAQUEZ³, Carla BITTENCOURT⁴, Tiandrainy Gédice Fernand MAHERIZO^{2,5}, Thierry LAVITRA⁵, Igor EECKHAUT^{1,5}

¹University of Mons (UMONS) – Research Institute for Biosciences, Biology of Marine Organisms and Biomimetics Unit - 23 Place du Parc, B-7000 Mons, Belgium

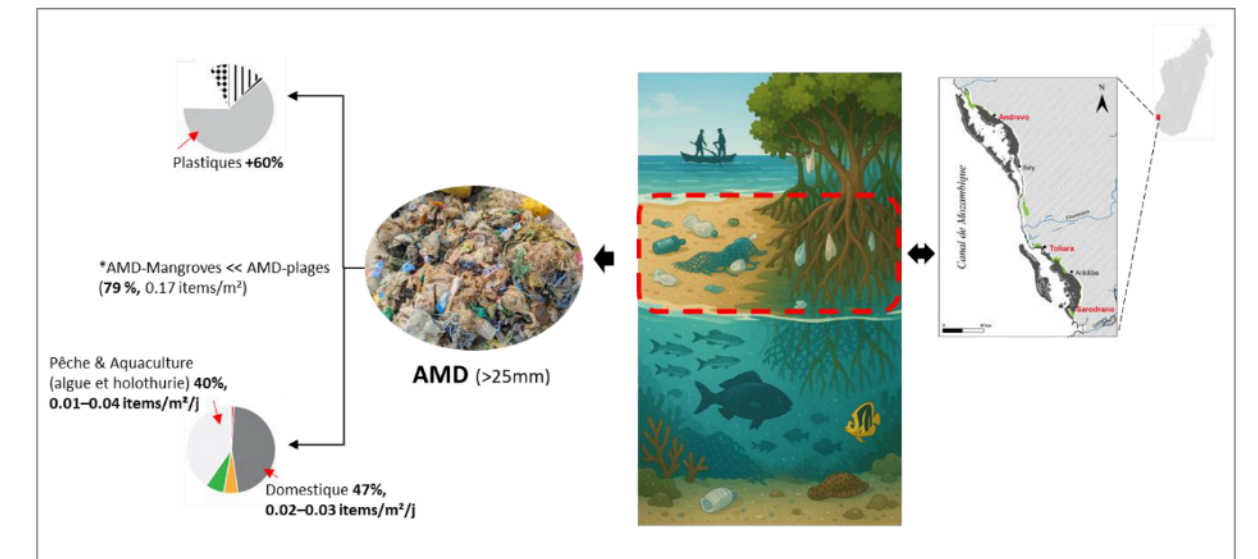
²University of Toliara – Test and Analysis of Materials research team at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), BP 141, Rue Dr. Rabesandratana, Mahavatse II, 601-Toliara, Madagascar

³University of Mons (UMONS) – Laboratory of Polymeric and Composite Materials (LPCM), Center of Innovation and Research in Materials and Polymers (CIRMAP), Place du Parc 20, 7000 Mons, Belgium

⁴University of Mons (UMONS) – Chimie des Interactions Plasma–Surface (ChIPS), Research Institute for Materials Science and Engineering, 7000 Mons, Belgium

⁵ Marine Station of Belaza (UToliara-UMons-ULiège) at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), Saint-Augustin s road, 602 — Toliara, Madagascar.

*Corresponding author: raharinaivolovaso@gmail.com, Lovaso.RAHARINAIVO@student.umons.ac.be; ORCID: 0000-0002-2216-5944



Abstract

Most coastal populations in Southwestern Madagascar live on the resources provided by small-scale fisheries (SSF), and over the past twenty years, sea cucumber and seaweed farming has grown significantly. This study analyzes the importance of these fisheries and community-based aquaculture (CBA) activities in the contribution of anthropogenic marine debris (AMD) to coastal ecosystems in Southwestern Madagascar. Sampling was conducted in the rainy and dry seasons in three sites with contrasted fishing and farming activities. We have investigated two important coastal ecosystems in these sites, the mangroves and the beaches. At all, about 16,000 AMD items, were collected predominantly plastics. A lower amount of AMD was observed in the rainy season compared to the dry season. The contribution of SSF and CBA activities to the AMD pollution is very important representing 40% of all AMD in the initial survey. On beaches, 4003 items were found with an average density of 0.17 items m^{-2} . In mangroves, 1039 items were found with an average density of 0.04 items m^{-2} . The most polluted site by SSF and CBA items is Toliara with 3218 debris, Toliara being the one with the highest number of fishermen. The pollution brought by fishing is much more important than that brought by farming. The pollution concerns much more the beaches, where the fishermen start their activities.

Key words: anthropogenic marine debris, small-scale fisheries, community-based aquaculture, Southwestern Madagascar

Résumé

La majorité des populations côtières du sud-ouest de Madagascar dépendent des ressources fournies par la petite pêche (SSF), et au cours des vingt dernières années, l'élevage d'holothuries et la culture d'algues ont connu une croissance significative. Cette étude analyse l'importance de ces activités de pêche et d'aquaculture villageoise (CBA) dans la contribution des déchets marins anthropiques (AMD) aux écosystèmes côtiers du sud-ouest de Madagascar.

L'échantillonnage a été réalisé durant les saisons des pluies et sèche sur trois sites présentant des activités de pêche et d'aquaculture contrastées. Deux écosystèmes côtiers majeurs ont été étudiés : les mangroves et les plages. Au total, environ 16 000 objets AMD ont été collectés, majoritairement constitués de plastiques. Une quantité moindre d'AMD a été observée pendant la saison des pluies par rapport à la saison sèche. La contribution des activités de SSF et de CBA à la pollution par les AMD est très importante, représentant 40 % de l'ensemble des AMD lors de l'enquête initiale.

Sur les plages, 4 003 objets ont été retrouvés, avec une densité moyenne de 0,17 objet m^{-2} . Dans les mangroves, 1 039 objets ont été recensés, avec une densité moyenne de 0,04 objet m^{-2} . Le site le plus pollué par les déchets issus de la SSF et de la CBA est Toliara, avec 3 218 déchets, cette ville abritant le plus grand nombre de pêcheurs. La pollution générée par la pêche est nettement plus importante que celle causée par l'aquaculture. Les plages sont les plus concernées par cette pollution, car elles constituent le point de départ des activités des pêcheurs.

Mots-clés : déchets marins anthropiques, petite pêche, aquaculture villageoise, sud-ouest de Madagascar

II. 1. Introduction

Marine and coastal ecosystems are vital for the environment, human well-being (Palmer, 2017), and economic development (Costanza et al., 1997; Barbier et al., 2011). However, they are threatened by the accumulation of anthropogenic marine debris (AMD), composed of over 80% plastics (UNEP, 2021). Thus, plastic pollution exacerbates existing environmental challenges, including climate change, overfishing, habitat destruction, invasive species, and biodiversity loss (Browne et al., 2008; Worm et al., 2017). Of the 275 million tonnes of waste generated by 192 coastal countries in 2010, an estimated 4.8 to 12.7 million tonnes of plastic debris were dumped into marine environments (Jambeck et al., 2015). Such dumped plastic waste in marine aquatic ecosystems contributes to disrupting natural habitats, including beaches and mangroves, compromising their ability to provide essential ecosystem services (Beaumont et al., 2019), and thus affecting the overall health of the oceans.

Beaches provide essential ecosystem services, including provisioning (biotic and abiotic), regulation, and cultural services (Harris and Defeo, 2022). They, for example, contribute to water purification (McLachlan et al., 1985) and the nutrient cycle, while hosting essential marine and coastal biodiversity by providing crucial habitats for the reproduction and feeding of numerous species (Defeo and McLachlan, 2013). Known as places of relaxation and well-being, beaches support local economies through recreational and tourism activities (e.g., Houston, 2018). They also serve as key sites for scientific research on coastal ecosystems and climate change (Schlacher et al., 2008). However, the presence of plastic debris can damage the aesthetic appeal of beaches, reducing the number of tourists and impacting local revenues (UNEP, 2009).

Mangroves act as natural barriers, protecting shorelines from erosion and storms, (Alongi, 2008). They contribute to the nutrient cycle and climate regulation by absorbing a significant amount of atmospheric carbon dioxide and producing oxygen, functioning as natural carbon sinks (Nellemann and Corcoran, 2009). They support local fisheries and improve the living conditions of local residents by providing additional income through the sale of carbon credits (Rakotomahazo, 2022). However, plastic debris in mangroves can block freshwater channels, disrupting natural hydrological cycles and affecting species that depend on these ecosystems for survival (Tekman et al., 2022; 2023). Further, plastics can hinder the growth of young plants and

clog their roots, disrupting their ability to stabilize soils and filter water, potentially leading to increased coastal degradation and biodiversity loss (Walther and Bergmann, 2022).

Marine pollution is not solely caused by land-based activities but also by activities occurring at sea (Galgani et al., 2020). Fishing and aquaculture can generate debris that contributes to marine pollution. According to a review of 68 publications conducted by Richardson et al. (2019a), 5.7% of all fishing nets, 8.6% of all traps and 29% of all lines were lost in the oceans in 2017. Debris from nets, lines, and ropes constitute 46% of the 45,000 to 129,000 tons of debris in the North Pacific Gyre (WWF, 2019). Abandoned, lost, or otherwise discarded fishing gear (ALDFG) represents over 10% of marine debris, with an estimated 640,000 tons of gear lost globally each year (Macfadyen et al., 2009). Nets, ropes, buoys, and plastics used in aquaculture installations can detach and become marine debris. Additionally, studies have also confirmed the abundance of microplastics (MPs) in waters near aquaculture sites, where mariculture has contributed to the contamination of the aquatic environment and local marine organisms (e.g., Zhu et al., 2019).

Small-scale fisheries (SSF) are those carried out by fishermen individually or in associations, using different types of boats or practicing fishing on foot within a limited radius of action. Toliara Bay is one of the main fishing areas for the exploitation of reef resources in the southwest of Madagascar. Fishermen use a wide variety of fishing gear, the most common of which are: gillnets, handlines, beach seines, harpoon guns and mosquito net trawls (Behivoke, 2022). Community-based aquaculture (CBA) are aquaculture carried out in a marine environment where the organisms of interest are produced by families or coastal village communities. They generally involve extensive or semi-intensive production technologies, at low cost and adapted to local economic resources. In Southwestern Madagascar, SSF and CBA, particularly of sea cucumber and seaweed, play a crucial role in both local livelihoods and the health of marine ecosystems (Robinson and Pascal, 2009; Lavitra et al., 2024). These activities provide economic benefits to local communities, offering sustainable alternatives to overfishing and habitat destruction (H. Eriksson et al., 2012; Lavitra et al., 2024). However, sea cucumber and seaweed farming can increase coastal pollution: seaweed farming uses ropes and floats made from plastic materials, and sea cucumbers are kept in sea pens delimited by rigid-mesh plastic nets. The use of plastic materials in these aquaculture systems, if lost, eroded, or discarded, adds to the AMD problem, affecting surrounding ecosystems. Data on marine pollution in Southwestern Madagascar are limited. Only the work by Rabemanantsoa (2021), cited in Kunzmann et al. (2023), has investigated the impacts

of seaweed farming in villages close to Toliara. No information on the pollution of mangroves has been reported, despite ongoing efforts for the sustainable management of this ecosystem.

The objective of this work is to assess the importance of AMD brought by SSF and CBA, concerning sea cucumber and seaweed aquaculture. To do this, we quantified this pollution and compared its importance to other potential sources such as households. The pollution brought by SSF and CBA was analyzed in two major coastal ecosystems of the region, beaches and mangroves. The analyses were carried out in dry and rainy seasons in three municipalities with contrasted fishing and farming activities.

II. 2. Materials and methods

II.2.1. Studied zones and sampling methods

Samplings of AMD were investigated in three sites: Toliara, Andrevo, and Sarodrano (Fig. II.1), Southwestern Madagascar. We chose these sites because, according to available census data, they present interesting differences from the demographic point of view and from fishing and farming activities. Toliara (Fig. II.1) is the main city in the Southwestern region of Madagascar, located at $23^{\circ}21'25.45''\text{S } 43^{\circ}40'21.86''\text{E}$. It showed a high population size with 186,756 inhabitants in 2018 (INSTAT Madagascar - Institut National de La Statistique, 2021). The part of the city close to the sea included people that work on various types of activities, some being fishermen (490 fishermen in Mahavatse I and II). There is no farming activity (seaweed and sea cucumber) in Toliara. The city has >40 hotels and attracts many tourists annually. It features a port area and is a key area to consider for assessing marine pollution in the southwest of Madagascar.

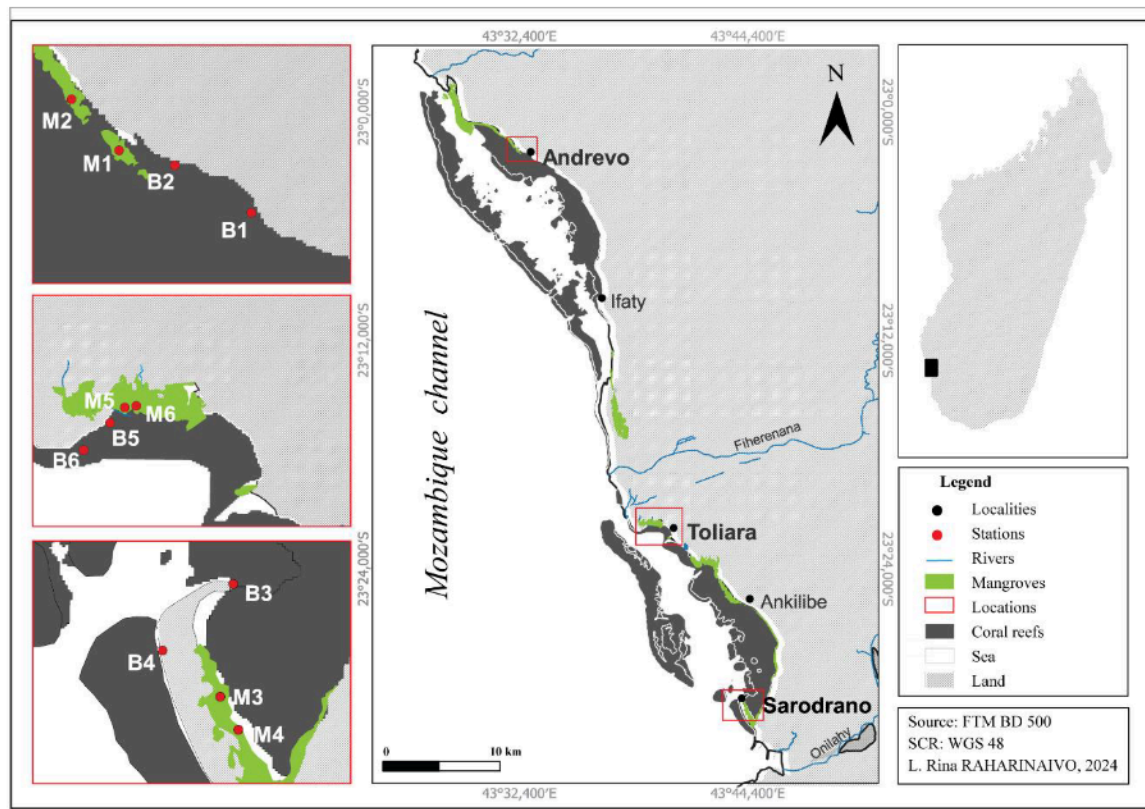


Figure II.1: Location of the study area within marine and coastal ecosystems in Southwestern Madagascar. Anthropogenic marine debris samples were collected from six mangrove stations (M1-M6) and six beach stations (B1-B6) across three study sites: Andrevo, Toliara, and Sarodrano.

Andrevo (Fig. II.1) is a village in the commune of Manombo, in the Southwestern region, located approximately 40 km north ($23^{\circ} 2' 1.76'' S$ $43^{\circ} 32' 53.26'' E$) of the city of Toliara. The population is 1637 (Golden et al., 2024), with 470 fishermen and 269 farmers working on sea cucumbers and/or seaweeds. Sarodrano (Fig. II.1) is a village in the commune of Saint-Augustin, also in the Atsimo Andrefana region, located 27 km south ($23^{\circ} 30' 36.25'' S$ $43^{\circ} 44' 4.66'' E$) of Toliara. The population is 2211, including 150 fishermen with 120 pirogues³. The number of farmers working on sea cucumbers is 100 and on seaweed 239 (Rabemanantsoa, 2021). CBA in this location were established earlier than those in Andrevo.

Samplings were done in the dry season (from August to September 2021) and in the rainy season (from February to March 2022). The survey methodology was adapted from the Group of Experts on the Scientific Aspects on Marine environmental Protection (GESAMP, 2019) and Barnardo and Baleta (2020) guidelines, tailored to the available resources (in this case, groups of students) and the conditions of the studied sites. All macroscopic debris (>25 mm) found on the ecosystems of the three sites were collected during low tide over 11 consecutive days. The first day of collection was designated as the initial collection (day 0: standing-stock survey), while the subsequent 10 days (days 1–10) were designated for the accumulation survey.

In Toliara, Andrevo, and Sarodrano, SSF and CBA-related AMD has been compared in beaches and mangroves. Two transects were done in each beach and three in each mangrove (see below for details). Local communities were informed about our studies through these associations with the local chiefs and the local guides who assisted us in the field. Local communities were educated not to litter at the study sites and not to remove the ribbons tied in the mangroves during the study time.

For the beaches, a transect was done in the wet zone (intertidal zone, wet sand) and the other in the dry zone (supratidal zone, dry sand). The first day, a first sampling (named ‘the standing-stock survey’ here after) was conducted along two 100-meter-long transects running parallel to the coast, with 20-meter buffer zones at each end. AMD collected in these buffer zones was excluded from the data processing. During the next 10 days, another sampling was done (named ‘the accumulation survey’ here after) was carried out within 20 square quadrats (5 quadrats per zone) of 100 m² each spaced 10 m apart and distributed across the zones. AMD found outside the

³ small dugouts or canoes, often handcrafted

quadrats were removed from the studied stations and collected in garbage bags to avoid contaminating the study area and introducing bias into the data. The start and end points of the surveyed beach were established and geo-referenced using a Garmin GPS Map 2S. The locations of the quadrats were recorded, and markers were placed to ensure that daily work was conducted in the same quadrats. For the mangrove areas, transects were done in considering the tidal regimes: in seaward (SWZ), middle (MZ), and landward (LWZ) zones. The first day, the standing-stock survey was conducted along three transects, each 10 m wide and 70 m long, as recommended by the ‘standard bronze’ method by Barnardo et Baleta (2020). The next 10 days, the accumulation survey was carried out within 30 square quadrats of 100 m² each, spaced 5 m apart and distributed along transects. The geographical coordinates of the ends of the transects were recorded and marked with two different colored ribbons, while the transects themselves were marked with ribbons of a single color attached to the branches of the mangroves. The quadrats, including their corners and sides, were marked with ribbons attached to the mangrove trunks. Ribbons were used to delineate the boundaries of the transects and quadrats. Using ribbons instead of continuous ropes simplifies monitoring by eliminating the need for daily quadrats and transects, maintaining consistent markings and minimizing disturbances in the mangrove.

II.2.2. Anthropogenic marine debris characterization

Collected AMD from both the beach and mangrove areas were sorted and counted. First, item types were classified according to their materials and included nine categories: (1) cloth, (2) foam, (3) glass & ceramics, (4) metal, (5) paper & cardboard, (6) plastics, (7) processed wood, (8) rubber and (9) others (if applicable). This classification system was adapted from Barnardo and Baleta (2020) and Cheshire et al. (2009). The uses of sorted AMD were determined by referring to the GESAMP (2019) categories and new categories related to local marine activities, such as SSF and CBA, to identify their sources. For each type of litter, we assigned its usage into one of the following seven classes: (1) cosmetic/personal care, (2) dumping activities (including construction materials), (3) household production, (4) medical/personal hygiene, (5) smoking-related activities, (6) SSF and CBA and (7) not categorized.

For SSF and CBA, specific AMD related to these activities were considered. For plastic items, an additional classification based on their shape was considered. AMD subcategories such as hard, soft and twine/rope plastics were adopted from shapes determination. However, the precise determination of debris related to SSF and CBA is somewhat limited. Based on prior knowledge

of local resident activities and the likely debris generated by these activities, we were able to differentiate between household production debris and those originating from SSF and CBA. Nonetheless, there was a risk of confusion, especially regarding grids, plastic bottles, and synthetic ropes/strings when trying to identify their exact sources (fishing, seaweed farming, or sea cucumber farming). To address this, we categorized the grids as originating from sea cucumber farming, assuming the grid debris found in the ecosystems came from sea-based activities and not from land-based ones (such as drying seaweed). Since plastic bottle floats are predominantly used in seaweed farming, we attributed them to this activity. For ropes, those that could be clearly identified were assigned either to SSF or seaweed farming. However, ropes with unclear origins were categorized as ‘fishing/seaweed farming’.

II.2.3. Data analysis

The data from the initial marine collections were processed to determine the overall composition and density of AMD for both ecosystems at each site and across the two considered seasons. The composition was expressed on percentage. The class referred to the category and use of debris, including subcategories under plastics.

Data from the accumulation surveys were processed to determine the accumulation rate of debris for both ecosystems at each site and across the two seasons. Accumulation rates were expressed as the daily rate of items per square meter of surface area. Debris types not recorded in the initial collection were classified as ‘new debris’ and set aside to ensure accurate data and interpretation of the daily debris accumulation rate (Cheshire et al., 2009). The data from debris accumulation were normalized based on the collection area (100 m²) and then subjected to a logarithmic transformation.

Principal Component Analysis (PCA) was conducted using the PAST 4.02 software (Hammer et al, 2001), based on a variance-covariance matrix. The PCA aimed to explore patterns in waste types associated with SSF and CBA. A logarithmic transformation was applied to normalize the data. Then, statistical analysis was conducted using R version 4.4.0 (R Core Team, 2024) with an alpha value of 0.05. Data normality and homogeneity were respectively assessed using Shapiro-Wilk and Levene’s tests. Then parametric or non-parametric tests were adopted according to the normality and homogeneity results.

II. 3. Results

II.3.1. General view of the AMD pollution in Southwestern Madagascar

Over the two seasons, 5042 items were sampled during the initial standing-stock survey. These items fall into eight categories (Table II.1, Fig. II.2A), and 69 types (Fig. II.2C). Plastics (3072 items) are the most abundant AMD (Fig. II.2A), followed by processed wood (890 items), clothes (636 items), and rubber (362 items), while foams, glass/ceramics, and metals each accounted for <1% of the AMD (Figs. II. 2A). Based on their usage, 4699 items (93.20% of the initial AMD) collected in the present study were identified as originating from either land-based and marine activities related to SSF and CBA, the 343 items remaining items were ambiguous (e.g., metal or plastic fragments with no identifiable origin) (Fig. II.2B). Debris related to household production constituted the main contributors to pollution (47%), however SSF and CBA items represent a considerable proportion of the AMD (40%) (Table II.1).

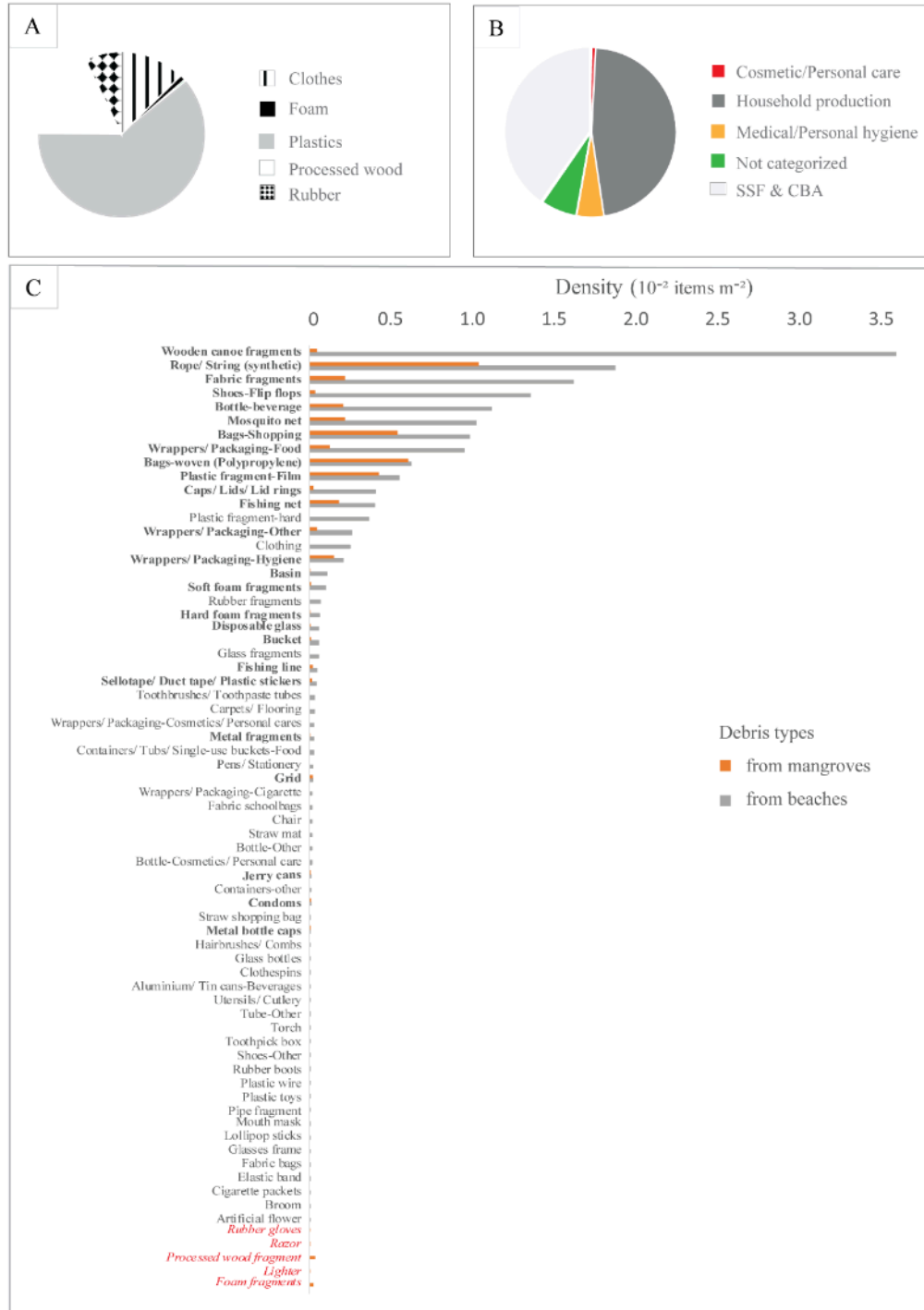


Figure II.2: Composition of anthropogenic marine debris (AMD) collected during the initial survey. The AMD was grouped into eight categories (A), and seven usage types were identified, including an uncategorized class (B). Of the 69 debris types identified, 26 were found in both ecosystems (bold labels), five were found only in mangroves (red labels), and 38 were found only on beaches (grey labels) (C)

Table II.1: Categories and usages of anthropogenic marine debris (AMD) collected from initial standing-stock survey, across the two seasons (dry and rainy), the two ecosystems (beach and mangrove), and the three collection sites (Andrevo, Sarodrano, and Toliara).

AMD categories	Total		Seasons			Ecosystems			Sites		
	Total	Dry	Rainy		Beach	Mangrove		Andrevo	Sarodrano		Toliara
			Dry	Rainy		Mangrove	Andrevo		Sarodrano	Toliara	
Clothes	636	149	487	149	554	82	262	327	47		
Foam	51	11	40	11	40	11	7	3	41		
Glass and ceramics	16	3	13	3	16	1	1	10	5		
Metal	14	1	13	1	11	3	2	9	3		
Paper & Cardboard	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Plastics	3072	1137	1935	1137	2165	907	1145	683	1244		
Processed wood	890	109	781	109	868	22	550	88	252		
Rubber	362	152	210	152	348	14	134	100	128		
AMD usages											
Cosmetic/Personal care	11	9	2	9	11	5	5	1	6		
Dumping activities	29	4	25	4	18	11	850	697	28		
Household production	2362	835	1527	835	1807	555	155	56	815		
Medical/Personal hygiene	261	70	191	70	189	72	29	88	50		
Not categorized	343	39	304	39	314	29	59	196	7		
Smoking-related activities	7	6	1	6	6	1	1032	378	619		
SSF and CBA	2029	599	1430	599	1658	371	2101	1220	1721		
Total	5042	1562	3480	1562	4003	1039	2101	1220	1721		

A lower amount of AMD collected was observed in the rainy season (1562 items; 31%; Table II.1) compared to the dry season (3480 items; 69%; Table II.1). Contrary to what one might expect, most of the AMD came from beaches (79%; from 0.14 to 0.21 items m⁻²) compared to mangroves (21%; from 0.01 to 0.07 items m⁻²). From the three sites, Andrevo (north of Toliara) had the highest percentage of AMD items (42%), then Toliara (34%), and Sarodrano with the lowest proportion (24%) (Table II.1).

Soft plastics were the most common subcategory of plastic debris, comprising 55.47% of the 3072 plastic debris, including wrappers/packaging, film fragments, shopping bags, woven PP bags, and nets (Annexe 2_Fig. A.1e-h). The twine/ropes subcategory, including fishing lines, wires, and synthetic ropes/strings, accounted for 23.73% (Annexe 2_Fig. A.1i-l), while hard plastics made up 20.80% and consisting of both thermosetting and thermoplastic materials (e.g., fragments of basins, bottles, jerry cans, lollipop sticks, pipes, toys and caps/lids/rings, with some illustrated in Annexe 2_Fig. A.1a-d).

II.3.2. Global AMD composition and density in beaches and mangroves

A total of 69 types of AMD were observed during the initial standing-stock survey: 26 types (37.68%) were found in both ecosystems, five exclusively in mangroves, and 38 exclusively on beaches (Fig. II.2C).

On beaches, 4003 items were found with an average density of 0.17 items m⁻². They consisted of 54.08% plastics, 21.68% processed woods, 13.84% clothes, and 8.69% rubbers (Table II.1). The 10 most common AMD types found were plastic films, woven PP bags (called ‘gony’ in Malagasy language), mosquito netting, food packaging material, shopping bags, beverage bottles, footwear, fabric, synthetic rope/string (called ‘tady’ in Malagasy language) and fragments from wooden canoes (Fig. II.2C).

In mangroves, 1039 items were found with an average density of 0.04 items m⁻². Plastic debris represented 87.30% of the 1039 items, clothes 7.89%, with processed wood and rubber each under 3% (Table II.1). The top 10 most common AMD types were hygiene packaging material, food packaging material, mosquito netting, fishing net, fabric, beverage bottle, shopping bags, plastic films, woven PP bags, and synthetic rope/string (Fig. II.2C).

Debris density (all confounded) was significantly higher in beaches than mangroves ($p = 0.015$) in particular, the density of fabric, footwear, fragments from wooden canoes and food packaging material differ significantly between beaches and mangroves ($p < 0.05$), while the difference was not significant for the other types.

II.3.3. Accumulation of AMD

A total of 11,452 items were accumulated from which 5401 came from SSF and CBA activities. The 11,452 items were categorized into 120 types, including 58 new types compared to the initial standing-stock survey. As we have observed on the initial standing-stock survey, the type of AMD was more diversified on beaches with 114 types of debris identified compared to mangroves, with 62 types identified.

All AMD confounded; the accumulation rate does not fluctuate much from day to day in beaches as well as in mangroves (Fig II.3A-B). Toliara beaches accumulated the most debris ($0.09 \text{ items m}^{-2} \text{ day}^{-1}$), and Sarodrano mangroves the least ($0.28 \times 10^{-2} \text{ items m}^{-2} \text{ day}^{-1}$). The AMD accumulation rate was less in mangroves than in beaches. The highest accumulation rate was observed for plastic and processed wood debris, reaching up to 0.04 and $0.03 \text{ items m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, respectively (Fig. II.3 C-D, Table II.2). The items from fishing and from household production have the highest accumulation rate in both beaches and mangroves (Fig. II.3E-F): the rate ranges from 0.01 to $0.04 \text{ items m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for fishing items in beaches and from 0.02 to $0.03 \text{ items m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for household production at the same place.

II.3.4. The importance of SSF and CBA in AMD pollution

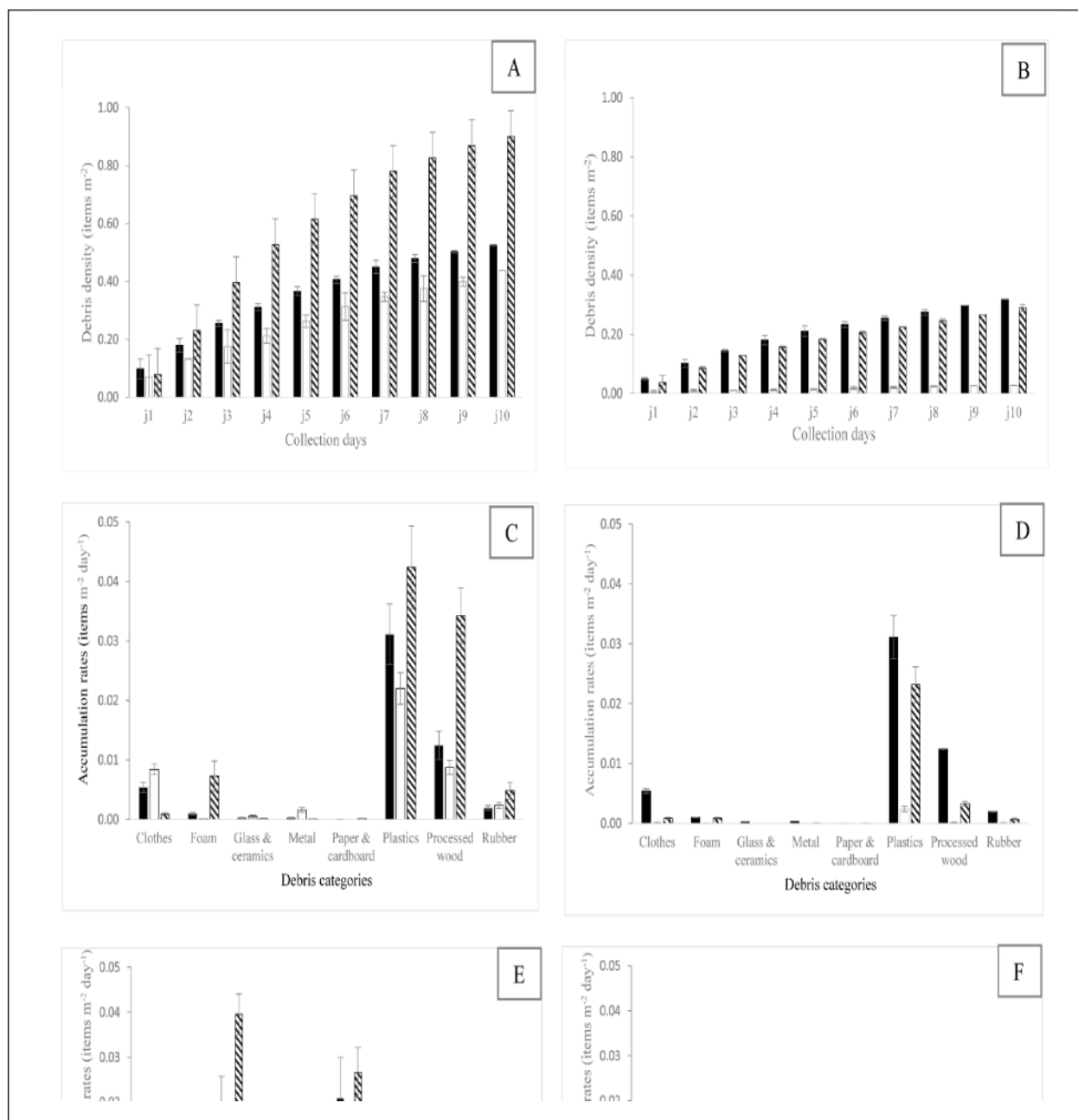


Figure II.3: Accumulation of anthropogenic marine debris (AMD) in beaches (in the left) and mangroves (in the right) ecosystems of the three studied sites Andrevo, Sarodrano and Toliara. The debris accumulation density from first to 10th days of collection through the beach (A) and mangrove (B) ecosystems. Accumulation rate of the AMD according to their categories (C and D) and usages (E and F).

Table II.2: Accumulation rates (10^{-3} items m^{-2} day^{-1}) of anthropogenic marine debris (AMD) categories and usages as well as plastic subcategories identified in beach and mangrove ecosystems at Andrevo, Sarodrano and Toliara, Southwestern Madagascar.

AMD categories	Beach			Mangrove		
	Andrevo	Sarodrano	Toliara	Andrevo	Sarodrano	Toliara
Clothes	5.40	8.43	0.88	2.07	0.10	0.85
Foam	0.98	0.08	7.33	0.07	0.03	0.88
Glass and ceramics	0.28	0.50	0.13	—	—	—
Metal	0.30	1.63	0.08	—	—	0.05
Paper & Cardboard	0.03	—	0.13	—	—	0.05
Plastics	31.13	22.03	42.40	29.10	2.42	23.18
Processed wood	12.45	8.73	34.25	0.33	0.18	3.30
Rubber	1.95	2.38	4.88	0.27	0.07	0.67
Plastic subcategories						
Hard	4.08	2.33	11.30	1.62	0.48	1.90
String/twine or rope	7.23	9.23	8.65	9.12	0.80	7.75
Soft	19.83	10.48	22.45	18.37	1.13	13.53
AMD usages						
Cosmetic/Personal care	0.75	0.23	0.03	0.67	—	0.02
Dumping activities	0.23	0.23	7.25	0.02	0.07	0.75
Household production	20.90	16.28	26.63	12.80	1.12	13.72
Medical/Personal hygiene	2.93	1.33	1.78	2.73	0.18	0.67
Not categorized	3.43	3.88	7.83	1.00	0.12	1.13
Smoking-related activities	0.10	—	0.38	0.02	—	0.17
SSF and CBA	24.18	21.83	46.18	14.60	1.32	12.53

The PCA results revealed two principal components, PC1 and PC2, which together accounted for 61% of the total variance in waste types across the studied areas (36.1% for PC1 and 24.9% for PC2). Waste types associated with SSF and CBA such as fishing nets, lines, and canoe fragments

In both surveys (initial standing stock and accumulation), the contribution of SSF and CBA activities to the AMD pollution is very important representing 40% of all AMD in the initial survey, being with the household production the first source of AMD pollution (Table II.1). The SSF and CBA items were bottle beverages (used as floats), fishing lines, fishing nets, grid, mosquito nettings (used like fishing nets in bottom trawl fishing), flip-flop shoes (used as floats), and wooden canoe fragments (Fig. II.5 and 6). The most polluted village if we sum the debris of the two surveys is Toliara with 3218 SSF and CBA debris, then Andrevo with 2877 items and finally Sarodrano with 1335 items. Toliara is the municipality where the fishermen are the most important.

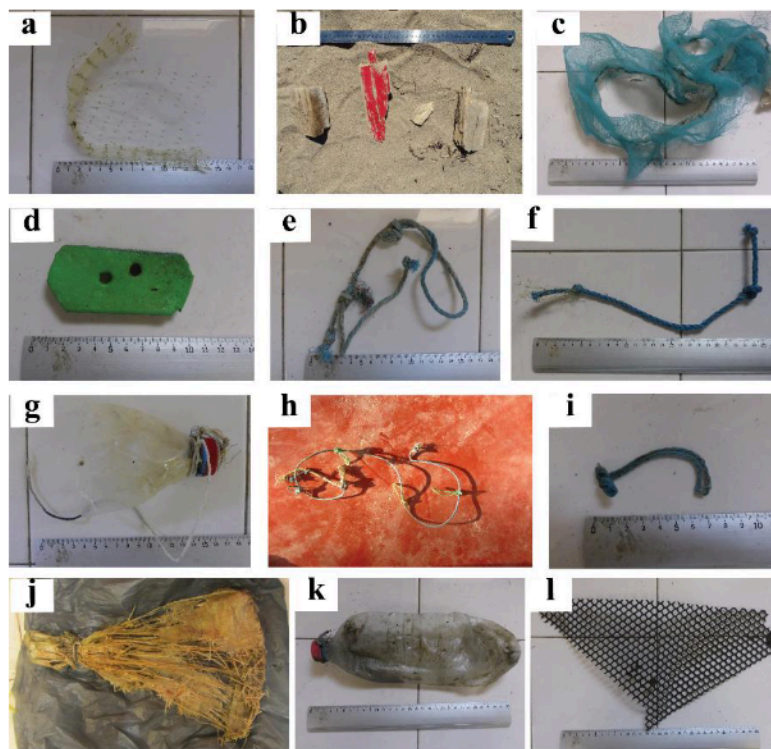


Figure II.5: Anthropogenic marine synthetic debris related to fishing and aquaculture activities, and found on the beaches and mangroves of Andrevo, Sarodrano, and Toliara, Southwestern Madagascar. Fragments of nets (a), wooden canoe (b), mosquito net (c), and shoes flip flop (d) presumed to be small-scale fisheries (SSF) wastes. Cordage consisting of knots (e and f) presumed to be SSF or seaweed farming wastes. Drink bottle fragments (g) or whole drink bottles (k) with ropes tied to the neck, ropes with bracelet ropes (h) and bracelet ropes called ‘madeloop’ (i), rice

bag⁴ fragments filled with sand and tightly tied openings (j) presumed to be village seaweed farming waste. Black grid fragments (l) presumed to be from sea cucumber farming.

Beaches are seven times more polluted by the farming and fishing activities than mangroves, with an average density of 0.07 items m⁻²; compared to 0.01 items m⁻² in mangrove (p = 0.015). Debris related to SSF and CBA found in mangroves were also observed on the beaches, such as fishing lines, fishing nets, mosquito nettings, flip-flop shoes, and wooden canoe fragments (Table II.3).

Table II.3: Abundance of AMD types related to SSF and CBA collected in both ecosystems (beach and mangrove) across the three study sites: Andrevo, Sarodrano, and Toliara, in Southwestern Madagascar.

AMD types	Mangrove			Beach		
	Andrevo	Sarodrano	Toliara	Andrevo	Sarodrano	Toliara
Bottle beverage	3	3	4	6	1	2
Fishing line			6		12	
Fishing net	30	6	10	21	50	25
Grid	1	5			6	
Mosquito net	3		27	113	26	4
Rope/String (synthetic)	96	7	157	212	168	69
Shoes-Flip flops			1		9	72
Wooden canoe fragments	4		8	543	85	234

The debris related to SSF accounted for 1305 items, out of a total of 2029 debris items identified as related to marine activities and were thus more important than those resulting from CBA. SSF-related debris were most dominant AMD on beaches, representing 30.23% of all the debris with an average density was of 0.05 items m⁻². Those related to seaweed farming were 59 items including beverage bottle and synthetic rope/string with an average density of 0.19×10^{-2} items m⁻² for beaches and 0.06×10^{-2} items m⁻² for mangroves. Concerning sea cucumber farming, specifically, there were 12 debris items including grids which are used in hatchery enclosures (Fig. II.5l) and crab traps. These items represented 0.18% of debris collected on beaches, with an average density of 0.03×10^{-2} items m⁻² and 2.05% of those in the mangroves, with an average density of 0.02×10^{-2} items m⁻² (Annexe 2_Table A.1).

⁴ Woven polypropylene bag

Details about SSF and CBA AMD collected during the accumulation survey are illustrated in table 4. A total of 3545 items were due to SSF activities, a number much higher than the items coming from aquaculture (270). The debris coming from SSF and CBA represent 70.72% of all the debris accumulated during 10 days. The accumulation rate of items coming from SSF activities is much higher (in average 13.73×10^{-2} items m^{-2} day^{-1}) than those coming from CBA. Logically, the number of items coming from SSF activities is higher in the city of Toliara where more fishermen live. These fishermen mainly start their fishing activities from the beaches and the amount of debris is consequently 3 times more important on beaches than in mangroves.

Table II.4: Number of accumulated items (Ni), proportion of the items relative to total accumulated items (Ni/Ti), and accumulation rates (AR) per day of the anthropogenic marine debris from SSF and CBA activities, such as seaweed farming and sea cucumber farming.

	SSF	Seaweed farming	Sea cucumber farming
Village (global)			
Ni	3545,00	245,00	25,00
Ni/Ti (%)	65.72	4.54	0.46
AR (10^{-3} items m^{-2} day^{-1})	13.73	0.94	0.08
Andrevo			
Ni	988,00	18,00	5,00
Ni/Ti (%)	53.61	0.98	0.27
AR (10^{-3} items m^{-2} day^{-1})	11.05	0.17	0.05
Sarodrano			
Ni	551,00	212,00	16,00
Ni/Ti (%)	57,88	22,27	1,68
AR (10^{-3} items m^{-2} day^{-1})	6.83	2.50	0.17
Toliara			
Ni	2006,00	15,00	4,00
Ni/Ti (%)	77.18	0.58	0.15
AR (10^{-3} items m^{-2} day^{-1})	23,31	0,16	0,04
Beaches (global)			
Ni	2794,00	190,00	10,00
Ni/Ti (%)	75.78	5.15	0.27
AR (10^{-3} items m^{-2} day^{-1})	23,28	1,58	0,08
Mangroves (global)			
Ni	751,00	55,00	15,00
Ni/Ti (%)	44.00	3.22	0.88
AR (10^{-3} items m^{-2} day^{-1})	4,17	0,31	0,08



Figure II.6: Marine activities and used materials assumed to be among of the marine pollution sources. Small-scale fishing (a) using synthetic mosquito nets (b) or gill nets (c) bordered by knotted ropes which support shoes flip flop fragments used as floats (b and c). Seaweed farming (d) using ropes as support, featuring both the bracelet ropes called ‘madeloop’ (f) fixing seaweed cuttings and the plastic drink bottles (floats) (g). Grids (e) used to dry seaweed after harvesting but primarily used as sea cucumber farming enclosures (h and i) at sea.

II. 4. Discussion

II.4.1. General view of the anthropogenic marine debris pollution in Southwestern Madagascar

Our results revealed patterns and sources of marine litter pollution accumulating on beaches and in mangroves of Southwestern Madagascar (Annexe 2_Fig. A.2). A total of 16,494 items were collected in this study, including 5042 items from the initial standing-stock survey and 11,452 items from the accumulation survey. The items collected during the initial survey reflected debris accumulation over several months or even years, as indicated by local villagers. In contrast, the accumulation survey, conducted over just ten days per season, captured a higher quantity and diversity of debris. This suggests that marine currents and winds play a significant role in spreading debris across space and time, influencing the distribution of AMD on beaches and in mangroves (Donohue et al., 2001; Ivar Do Sul and Costa, 2007). (Donohue et al., 2001; Ivar Do Sul and Costa, 2007).

Beaches were found to be more polluted than mangroves, representing 79% of the total AMD collected. The average density of 0.17 items m⁻² debris on beaches is significantly higher than the 0.04 items m⁻² found in mangroves. In Gjerdsseth (2017) study, a similar average density of AMD (0.16 items m⁻²) was found in northwestern (Ampasindava) and northeastern Madagascar (Ramena and Baie de Sakalava) beaches, suggesting that beaches in those zones of Madagascar have still a relatively low litter pollution (<0.37 items m⁻²), according to the Ansari and Farzadkia (2022)'s classification.

Additionally, beaches serve as primary accumulation zones for debris due to their direct exposure to marine currents and human activity (Donohue et al., 2001), including tourism and sports events, which contribute to debris accumulation (Andrady, 2011).

Our expectation that Toliara, being more urbanized area, would be more impacted by AMD pollution was not entirely confirmed. Andrevo (north of Toliara) had the highest percentage of AMD items (42%) in the initial survey. While city accumulates a large amount of debris, winds and tides likely spread the debris beyond the immediate urban areas. Moreover, Toliara hosts a higher concentration of hotels and tourist infrastructure compared to the villages of Andrevo and Sarodrano, which may increase waste production, particularly plastics, during the high season (dry season). However, this effect may be mitigated by more developed waste management services in

urban areas, whereas coastal villages, with limited waste management capacity, may experience a more direct accumulation of debris on beaches and in mangroves. In a similar case, Kasa et al. (2025) showed in Visakhapatnam (India) that tourism leads to higher beach pollution, but unlike the case studied here, regular cleaning can reduce debris density on tourist beaches. Nevertheless, these beaches, like non-tourist beaches, remain generally heavily polluted (2.66 ± 0.31 items m^{-2} before the monsoon, 2.03 ± 0.29 items m^{-2} after the monsoon). In their review of 164 articles published in the WoS, Zhang et al. (2023) also confirm that tourism activities constitute a major source of coastal plastic pollution, although they significantly contribute to the economic development of many coastal cities and countries. Accumulation rates are influenced by various factors including the distance to urban areas, coastal activities, wind and ocean currents, and geographic location (Barnes et al., 2009). As illustrated by Kasa et al. (2025) for Visakhapatnam, the distribution of coastal debris varies according to the season and beach type, with a marked impact from tourism and rainwater runoff. Our results also show that, although mangroves were less polluted in terms of total debris density, they still face anthropogenic pressure due to a gradual accumulation of debris.

Plastic was the predominant category accounting over 60% of the total collected AMD. This result aligns with findings in other studies: in a review of 631 publications, Ansari and Farzadkia (2022) confirmed that plastic items represented 61.25% of AMD collected on beaches from 66 countries worldwide. Similarly, on three beaches in northern Madagascar, Gjerdseth (2017) observed a comparable percentage (62.34%) of plastic debris, with an average density of 0.11 items m^{-2} , whereas in our study, the density was 0.09 items m^{-2} on beaches. Among plastics, soft plastics were the most dominant subcategory of plastics (55.47% of all plastics). They included single-use items such as wrappers/packaging, film fragments, shopping bags, woven bags and nets, which contribute to 60–95% of global marine plastic pollution (see Geyer et al., 2017; Morales-Caselles et al., 2021).

The dominance of soft plastics among the debris reflects the habits of residents. Malagasy people often repurpose most of hard plastic items for various uses, such as using plastic bottles in fishing activity or turning old jerrycans into liquid containers (e.g., Annexe 2_Fig. A.3) or into other fates (as explored by Fache et al., 2024). This reuse culture likely contributes to the higher presence of soft plastics in marine environments, as opposed to hard plastics, which are more commonly recycled. In contrast, studies in other regions of Madagascar, such as those by Gjerdseth (2017)

and Thibault et al. (2023) reported the dominance of hard plastics in north of Madagascar and on beaches of Eastern Sainte Marie Island (Albran East, Ambohidena, and Ampanihy). This discrepancy may reflect differences in regional waste management practices or the influence of debris from elsewhere (e.g., Asia) in these areas. Our study confirms the persistent plastic pollution in Southwestern Madagascar, with soft plastics posing significant risks to marine wildlife, particularly marine animals including sea turtles (Lazar and Gračan, 2011; Da Silva Mendes et al., 2015).

II.4.2. Contribution of SSF and CBA to AMD pollution

The results confirmed the significant contribution of SSF and CBA activities to AMD pollution in Southwestern Madagascar, reflecting the intensity of these activities in the region. SSF activities, in particular, were identified as the primary source of marine debris, contributing 30.23% of the total AMD from beaches. The abundance of SSF-related items, such as fishing gear and materials repurposed for fishing, underscores the close relationship between local livelihoods and the generation of AMD. As highlighted by Boucher and Billard (2019), fishing is associated with rates of plastic waste generation. The high accumulation of SSF-related debris on beaches and mangroves compared to CBA-related debris highlights the challenges of effectively managing the end-of-life of these materials used and their dominant role in pollution dynamics. Abandoned fishing nets and lines can turn into ghost nets, posing a major threat to marine wildlife, as shown in previous studies (Richardson et al., 2019b). The significantly higher density of SSF-related debris on beaches compared to mangroves suggest differential use patterns of these environments. Beaches likely act as both activity hotspots and depositional zones for SSF-generated waste. In the studied zone, beaches, often used for unloading catches, repairing nets and building canoes, act both as activity hotspots and depositional zones for SSF-generated waste. However, Zemke-White (2006) stated that aquaculture infrastructure, often abandoned on beaches or at the bottom of the sea, also contributes to debris accumulation, threatening the environment.

Although CBA activities contribute less than SSF to AMD pollution (Annexe 2_Table A.1), they remain a significant source, particularly in the context of sea cucumber and seaweed farming. Items such as plastic grids and ropes used in aquaculture were found even in Toliara, which is not an aquaculture site. The accumulation of CBA-related debris is thus not limited to aquaculture sites like Sarodrano and Andrevo, thus contributing to local pollution (Annexe 2_Table A.2). This

reflects poor waste containment (during use) and management (after use) practices by CBA companies, underscoring the need for improvement in the sector.

Despite variations in the intensity of SSF and CBA activities across sites, the types of waste observed were consistent, suggesting regional uniformity in pollution sources. The spatial variability observed in SSF and CBA debris distribution highlights localized pressures, with Toliara emerging as the most polluted site, followed by Andrevo and Sarodrano. This distribution may reflect the intensity of fishing and farming activities, population density, and site accessibility. A minor contribution of non-SSF and non-CBA sources such as cosmetics, personal care, and medical items, to AMD pollution were also observed, further confirming that local activities, particularly SSF and CBA, are the primary drivers of debris accumulation in this region.

II.4.3. Ecological and socioeconomic impacts

The ecological and socioeconomic impacts of this AMD pollution, particularly plastic debris, are alarming. Macroplastics debris cause entanglement and suffocation in marine species. They can damage the aesthetic appeal of beaches, reducing the number of tourists and impacting local revenues (UNEP, 2009). In mangroves, they can affect the growth of young plants, block freshwater channels, disrupting natural hydrological cycles and affecting species that depend on these ecosystems for survival (Walther and Bergmann, 2022; Tekman et al., 2022; 2023). While MPs affect marine substrates, biogeochemical cycles, and the food chain, as described by Tekman et al. (2022) and Galloway et al. (2017). Once released into the oceans, MPs are transported by currents, becoming embedded throughout the water column, sediments, and marine biota (Acarer Arat, 2024; Dai et al., 2018; Van Bijsterveldt et al., 2021). They interact rapidly with organisms across trophic levels, leading to ingestion, bioaccumulation, and physiological impairments (Wright and Kelly, 2017). Additionally, MPs serve as vectors for persistent organic pollutants and heavy metals, exacerbating their toxicity within marine food webs. Regarding the socioeconomic effects, macroplastics are reducing fish catches and leading to lower incomes for local fishing communities. This dynamic has been well documented in Philippines (Jambeck et al., 2015)), where degraded marine environments result in decreased productivity and economic opportunities for coastal communities. Hence, the increasing marine debris levels are a growing threat to food security and economic stability in areas highly dependent on marine resources.

II.4.4. Conclusion and recommendations

In conclusion, beaches and mangroves of Southwestern Madagascar are heavily impacted by anthropogenic pollution, primarily caused by plastics, with significant contributions from SSF and CBA activities. Measures such as i) promoting the use of sustainable equipment (biodegradable nets, ropes, and floats); ii) improving waste management by setting up collection points, strengthening waste treatment infrastructure, and recovering used gear; iii) educating and raising awareness within local communities about sustainable waste management practices; and iv) reducing single-use plastics by limiting plastic imports into the country and introducing biodegradable alternatives, such as seaweed-based plastic films, in initiatives like the ‘Bioplastics and Village Aquaculture’ project⁵, are needed in addition to existing efforts (awareness campaigns, clean-up efforts, waste sorting, and recycling). These efforts will support integrated governance of SSF and CBA activities, balancing the subsistence needs of local communities with the protection of marine ecosystems. While this study provides an initial analysis of the contributions of SSF and CBA to beach and mangrove pollution, further research is still needed. Determining the sources of secondary MPs accumulated in the region marine ecosystems from data on identified macroplastics would help ensure consistent management and stricter actions against marine pollution.

⁵ Project in Southwestern Madagascar funded by the Belgian ARES-CCD organization

Chapitre III

FT-IR fingerprinting estimates that gony (woven polypropylene bags) and tady (ropes) used in fishing and aquaculture are the main sources of microplastic pollution in coastal ecosystems of Southwest Madagascar.

FT-IR fingerprinting estimates that gony (woven polypropylene bags) and tady (ropes) used in fishing and aquaculture are the main sources of microplastic pollution in coastal ecosystems of Southwest Madagascar

Lovasoa Rina RAHARINAIVO^{1,2,5} *, Jean Roquin RABEHAVANA²,
 Vatosoa RAHERIARILALA², Carla BITTENCOURT⁴, Jérôme DELROISSE¹,
 Gildas TODINANAHAARY^{2,5}, Maherizo Tiandrainy Gédice FERNAND² Jean-marie RAQUEZ³,
 Rosica MINCHEVA³, Thierry LAVITRA², Igor EECKHAUT^{1,5}

¹University of Mons (UMONS) – Research Institute for Biosciences, Biology of Marine Organisms and Biomimetics Unit - 23 Place du Parc, B-7000 Mons, Belgium

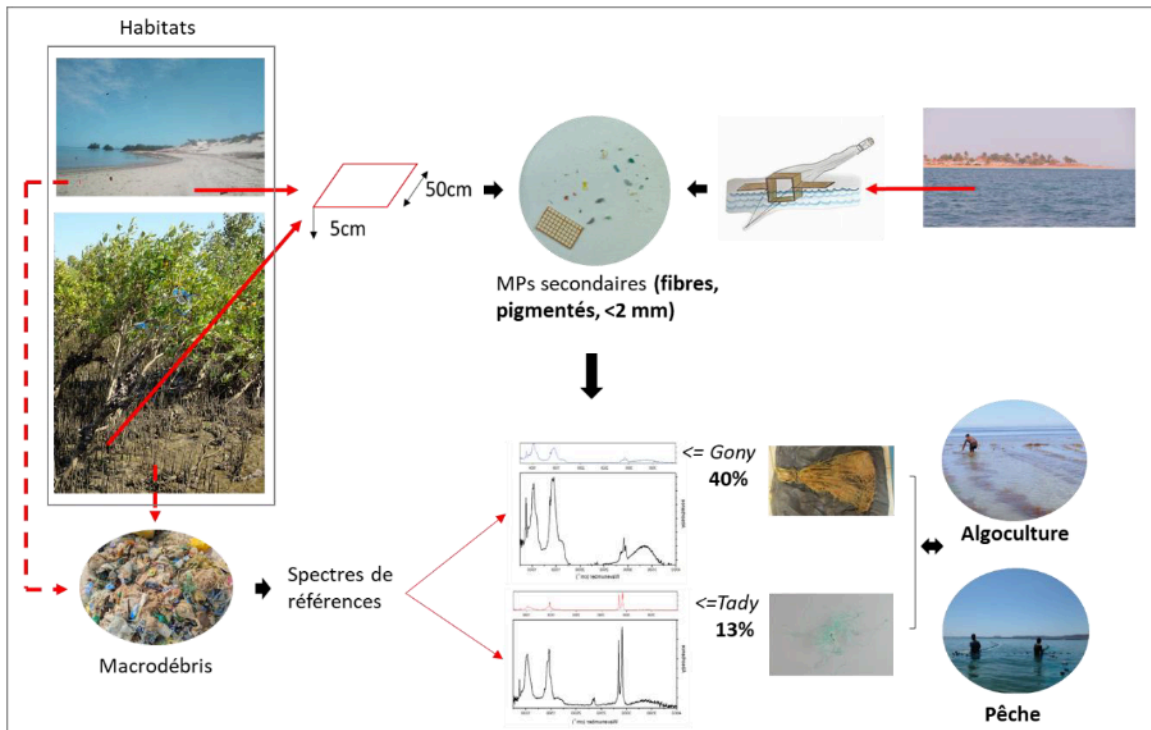
²University of Toliara – Test and Analysis of Materials research team at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), BP 141, Rue Dr. Rabesandratana, Mahavatse II, 601-Toliara, Madagascar

³University of Mons (UMONS) – Laboratory of Polymeric and Composite Materials (LPCM), Center of Innovation and Research in Materials and Polymers (CIRMAP), Place du Parc 20, 7000 Mons, Belgium

⁴University of Mons (UMONS) – Chimie des Interactions Plasma–Surface (ChIPS), Research Institute for Materials Science and Engineering, 7000 Mons, Belgium

⁵ Marine Station of Belaza (UToliara-UMons-ULiège) at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), Saint-Augustin s road, 602 — Toliara, Madagascar.

*Corresponding author: raharinaivolovaso@gmail.com, Lovasoa.RAHARINAIVO@student.umons.ac.be; ORCID: 0000-0002-2216-5944



Abstract

No study has yet confirmed the source of microplastics (MPs) in the marine environment of Southwestern Madagascar. The present study aims to analyze MPs contamination in the abiotic marine compartments of Southwestern Madagascar by determining the abundance, characteristics, and sources of MPs extracted from sediments and water collected across different habitats (beach, mangrove, seafloor, and sea surface). MPs abundance was determined based on their characteristics (shapes, colors, and sizes). An Infrared library of macroplastic debris from various local human activities, including those related to small-scale fisheries (SSF) and community-based aquaculture (CBA), was used to identify the sources of MPs. A variation in MPs concentration was observed across different habitats. The highest concentrations were recorded in seafloor sediments (126 ± 165.19 particles kg^{-1}), which act as sinks for MPs due to hydrodynamic processes and particles density. Only secondary MPs were identified, with fibres being the dominant shape (>70%), followed by fragments, films, and foams. Variations in MPs sizes and colors highlight the complexity of degradation and transport processes in the marine environment. Spectroscopic analysis confirmed that fragmentation of larger plastic waste, especially woven polypropylene bags (13%) and ropes (40%), is a major source of the analyzed MPs. SSF and CBA activities are therefore implicated in MPs pollution in the study area. These results provide an overview of the threat of MPs pollution in the marine ecosystems of Southwestern Madagascar. Future research focusing on the impact of MPs on marine organisms would be valuable. Improving plastic waste management and enforcing regulations on the disposal of fishing gear and aquaculture materials are needed to mitigate MPs pollution.

Key words: Microplastics, infrared library, Southwestern Madagascar, marine environment, small-scale fisheries, community-based aquaculture

Résumé

Aucune étude n'a encore permis d'identifier clairement la source des microplastiques (MPs) dans l'environnement marin du sud-ouest de Madagascar. La présente étude vise à analyser la contamination par les MPs dans les compartiments abiotiques marins du sud-ouest de Madagascar en déterminant l'abondance, les caractéristiques et les sources des MPs extraits des sédiments et de l'eau, collectés dans différents habitats (plage, mangrove, fond marin et surface de la mer). L'abondance des MPs a été déterminée en fonction de leurs caractéristiques (formes, couleurs et tailles). Une bibliothèque infrarouge de débris macroplastiques issus de diverses activités humaines locales, notamment celles liées à la petite pêche et à l'aquaculture villageoise, a été utilisée pour identifier les sources des MPs. Une variation de la concentration en MPs a été observée selon les habitats. Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées dans les sédiments du fond marin ($126 \pm 165,19$ particules kg^{-1}), qui agissent comme des puits pour les MPs en raison des processus hydrodynamiques et de la densité des particules.

Seuls des MPs secondaires ont été identifiés, avec une dominance marquée des filaments (>70 %), suivis par les fragments, les films et les mousses. Les variations de taille et de couleur des MPs soulignent la complexité des processus de dégradation et de transport dans l'environnement marin. L'analyse spectroscopique a confirmé que la fragmentation de déchets plastiques plus volumineux, en particulier les sacs tissés en polypropylène (13 %) et les cordages (40 %), constitue une source majeure des MPs analysés. Les activités de pêche et d'aquaculture villageoise sont ainsi impliquées dans la pollution aux MPs dans la zone d'étude.

Ces résultats offrent un aperçu des menaces liées à la pollution aux MPs dans les écosystèmes marins du sud-ouest de Madagascar. Des recherches futures portant sur les impacts des MPs sur les organismes marins seraient précieuses. L'amélioration de la gestion des déchets plastiques et le renforcement de la réglementation concernant l'élimination des équipements de pêche et de matériel d'aquaculture sont nécessaires pour atténuer cette pollution.

Mots-clés : microplastiques, bibliothèque infrarouge, sud-ouest de Madagascar, environnement marin, petite pêche, aquaculture villageoise

III. 1. Introduction

Over the past decades, plastics have dominated environmental concerns due to their impacts on marine ecosystems. While macroplastics have traditionally garnered attention, microplastics (MPs) have emerged as an equally pressing issue since the 1970s, due to their smaller size (<5 mm, Thompson et al., 2004), persistence, and widespread distribution. MPs can originate from industrial microbeads (primary MPs) or result from the degradation of larger plastic debris (secondary MPs) (GESAMP, 2015). These pollutants are not only ubiquitous in marine environments but are also capable of dispersing over vast distances, penetrating ecological networks through wind and water transport (Vianello et al., 2019). Estimates indicate that 4.8 to 12.7 million metric tons of plastic debris enter the ocean annually from 192 coastal countries, highlighting the scale of this pollution (Jambeck et al., 2015).

Fishing and aquaculture activities contribute MPs pollution through the degradation of plastic equipment, although they have economic importance. These activities generate substantial quantities of plastic debris through the use of fishing gear and aquaculture infrastructure, such as nets, buoys, and ropes (A. Lusher et al., 2017) while domestic activities generate MPs from the breakdown of single-use plastics and synthetic textiles (Galvani et al., 2015). In Southwestern Madagascar, 40% of anthropogenic marine debris (AMD) collected from beaches and mangroves were related to small-scale fisheries (SSF) and community-based aquaculture (CBA) (Raharinaivo et al., 2025⁶). These AMDs primarily consist of macroplastics originating from aquaculture grids, fishing gears, and repurposed materials (Raharinaivo et al., 2025), which, under the influence of various factors such as UV radiation, can fragment into small particles and end up in the marine environment. No study has yet confirmed that plastic particles in the marine environment of Southwestern Madagascar originate from marine-based sources. A single master's thesis by Vatosoa Mampihavana (2021) reported the presence of MPs in surface seawater off Toliara (Southwestern Madagascar), yet it did not ascertain whether these sources are land-based or marine-based activities.

In the existing literature (e.g., in Browne et al., 2011; Cozzarini et al., 2023; Napper and Thompson, 2016), the identification of MPs sources in the marine environment is typically based

⁶ Chapitre II de cette thèse

on estimation. The source identification of foams, filaments, films, and pellets are therefore less complex than that of fragments. For instance, filaments are often identified as resulting from the breakdown of fishing gear, foams from floatation devices, films from packaging materials, and pellets as primary MPs. Conversely, fragments, on the other hand, are reported to originate from the degradation of larger plastic items whose exact identification remains challenging. Understanding the primary sources of MPs in the marine environment provides essential insights into the connections between local human activities and MPs pollution.

In this context, the present study analyzes MPs contamination in the marine sediments and waters of Southwestern Madagascar and identifies the sources of the main MPs shapes in relation to local activities. To achieve this, we first identified macroplastics for which the sources can be readily determined, creating a comprehensive Fourier transforms infrared (FT-IR) library of these materials. We then assessed the abundance and characteristics of MPs in beaches, mangroves, and seawaters that are likely to accumulate MPs. Following this initial assessment, we used the FT-IR fingerprinting to analyze the MPs, employing the established Infrared (IR) library of macroplastic debris derived from the analysis of various macroplastics associated with local human activities, including those related to SSF and CBA. This approach enables us to elucidate the origins of the identified MPs in relation to local anthropogenic influences.

III. 2. Materials and methods

III.2.1. Samples collection

Sampling was conducted between December 2021 and March 2022 in three sites: Toliara, Sarodrano and Andrevo (Southwestern Madagascar). These sites were selected based on their accessibility and the diversity of primary marine activities practiced there (Raharinaivo et al., 2025). Toliara serves as a city representative of the southwestern region of Madagascar, where SSF remains a primary source of livelihood for a portion of the population. The villages of Andrevo and Sarodrano are both fishing villages and aquaculture zones for sea cucumbers and seaweeds. Additionally, these three sites have also been the focus of a study on pollution from AMDs (Raharinaivo et al., 2025). At each site, we collected four types of samples: surface sea waters and sediments from mangroves, beaches and sea floor. The seafloor samples were taken from shallow areas characterized by calm waters, typically located near aquaculture areas (seaweed and sea cucumber farms) and most often composed of seagrass beds. The substrates in mangroves, beaches and seafloors, consisted of sandy-muddy sediments whose mineral and organic characteristics have been documented for these three sites as reported by Plotieau et al., (2014).

In total, 60 sediment samples were collected from beaches, 90 from mangroves, and 60 from seafloors, using quadrats of 2.5 m² (Fig. III.1). In each site (Toliara, Andrevo, Sarodrano), ten quadrats were distributed across each designated zones within each benthic habitat (mangroves, beaches and seafloors) (Fig. III.1). In mangroves, quadrats situated in landward (M1), middle (M2) and seaward (M3) zones (Fig. III.1). In beaches, they were allocated in supratidal (dry sand, P1) and intertidal (wet sand, P2) zones. In seafloor, they were distributed across two areas (S1 and S2) located on either side of an arbitrary line. For each sample, 250 g of sediment was collected and processed. Sediment from each quadrat was passed through a 5 mm mesh sieve to exclude larger debris, then placed in pre-labelled bags for transport to the laboratory. Sampling for both beaches and mangroves was conducted during low tide, while sediment coring in seafloor zones was performed in SCUBA diving.

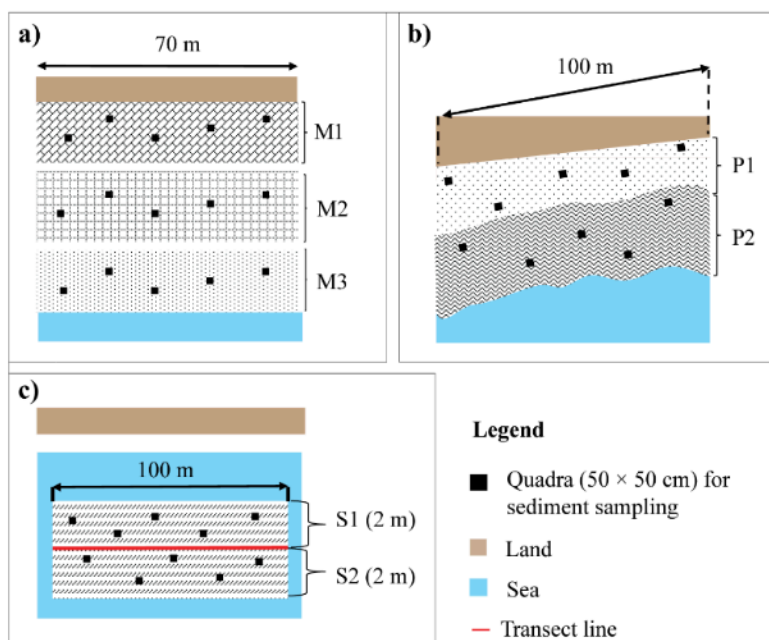


Figure III.1: Location of the quadrats used for sediment sampling in the selected habitats at the three study sites: Andrevo, Sarodrano, and Toliara in Southwestern Madagascar. Two stations per habitat were selected, and five quadrats were distributed across zones at each station. a) Distribution of quadrats in mangrove zones: landward zone (M1), middle zone (M2), and seaward zone (M3). b) Distribution of quadrats in beach zones: supratidal (dry sand, P1) and intertidal (wet sand, P2). c) Distribution of quadrats in two areas (S1 and S2) located on the right and left sides of a transect placed on the seafloor.

Surface seawater sampling was conducted in calm sea conditions, with wave heights not exceeding 0.5 m. The collection of particles from the surface of the seawater was adapted from the protocol established by Kovač Viršek et al. (2016). A total of 22 water samples were collected from the neuston nets (mesh size of 330 μm), which were towed in pairs for 30 minutes along 11 transects (three at Sarodrano and four at each of the two other sites), aboard a boat travelling at approximately 1 m s^{-1} . Each sample was placed in a pre-labelled jar and transferred to a cooler for transport to the laboratory. The neuston nets were secured to one side of a boat to minimize the collection of turbid water, with approximately 0.2 m of their opening submerged using a system of drums as floats. Flow meters were attached at the opening of the nets (each $0.8 \text{ m} \times 0.6 \text{ m}$) to record water flow at the beginning and end of each net tow.

III.2.2. Microplastics extraction and observation

MPs in sediments were extracted by adapting the protocol of Besley et al. (2017) (Fig. III.2). The collected sediments were dried at 60 °C over 48 hours until a stable mass was achieved, indicating complete drying. From each sample, 50 g of dry sediment was mixed with 200 mL of a saturated sodium chloride (NaCl, 358.9 g L⁻¹) solution on a magnetic stirrer at 600 rpm for 2 minutes. The sediment-NaCl solution allowed to stand for 6 hours to facilitate the sediment settlement and the particles flotation. The supernatant was collected and vacuum-filtered. This procedure, from decantation to filtration, was repeated three times to maximize particle recovery from the sediment. The filters containing the extracted particles were placed in Petri dishes. All observed particles resembling MPs were photographed using a Euromex stereomicroscope equipped with a CMEX 1300 camera. The shape, color, and quantity of each particle were recorded. Particle size (longest axis) measurements were obtained from optical photographs using ImageJ software. Particles were categorized based on morphology into five shapes: film, foam, fragment, fibre⁷ and pellets (adapted from GESAMP, 2019). Additionally, particles were classified based on color and into three categories: colorless (transparent), opaque, and pigmented, as proposed in GESAMP (2019) and the guide to litter monitoring in Africa (Barnardo and Baleta, 2020).

⁷ Correspond to line in GESAMP, 2019

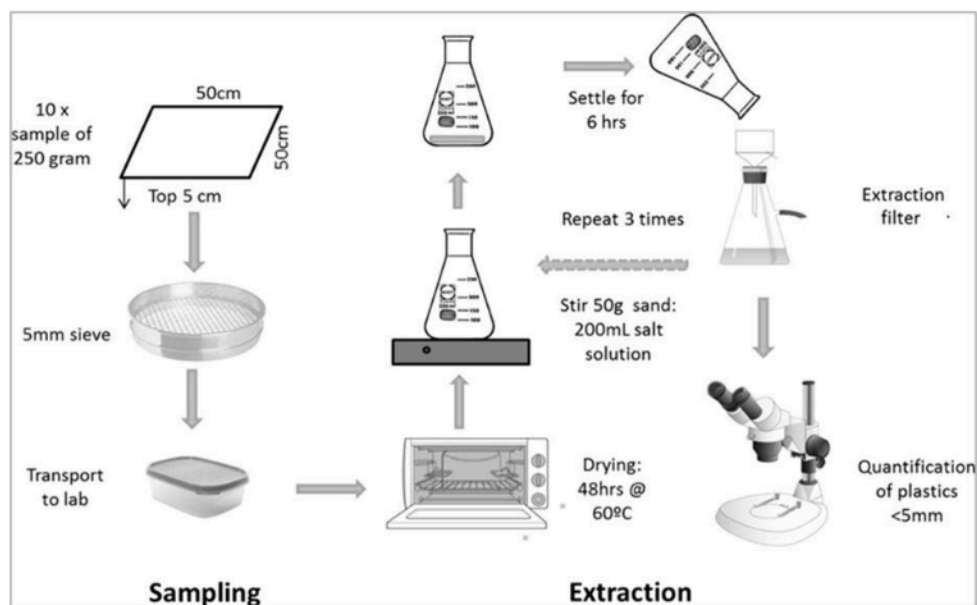


Figure III.2: Standardized protocol from Besley et al. (2017), covering the process from sediment sampling to particles extraction.

For seawater samples, each sample was first passed through a series of sieves of 5 mm and $\leq 300 \mu\text{m}$ to remove natural or artificial larger debris and to collect the particles smaller than 5 mm. A digestion step was performed to eliminate organic matter (e.g., plankton) using hydrogen peroxide (H_2O_2) for 24 hours. The tissue- H_2O_2 solution was then vacuum-filtered three times to extract the maximum number of particles from the water. The filter papers were also placed in Petri dishes, air-dried and observed under a stereomicroscope. The abundance, shape, color and size of MPs were determined as described for sediment samples.

Precautionary measures were implemented during lab work to prevent sample contamination. These measures included using controls to monitor air contamination, filtration, and observation under a stereomicroscope of the NaCl and H_2O_2 solutions, as well as storing samples in covered Petri dishes between sessions. A cotton lab coat was worn throughout the work in the laboratory.

In this study, the term ‘accumulated MPs’ or ‘accumulated particles’ refers to MPs extracted from beach sediments, mangroves, and the seafloor, while ‘floating MPs’ or ‘floating particles’ denotes MPs extracted from the sea surface.

III.2.3. FT-IR fingerprinting and microplastics source estimation

To determine the primary sources of MPs extracted from sediment and seawater samples, macroplastic debris from various human activities in the study area, including debris related to SSF and CBA, were also analyzed. In a previous study, we identified macroplastics present at the same sites and those in this present paper (Raharinaivo et al., 2025). Nine macroplastic samples, present which were prevalent in the sediment were selected for FT-IR spectrum using the FT-IR Microscope LUMOS II from BRUKER. The selected macroplastics included: (1) woven polypropylene (PP) bag, (2) blue rope, (3) blue net, (4) green line, (5) mosquito net, (6) flip-flop, (7) bottle cap, (8) vinegar bottle and (9) drink bottle (Fig. III.3). Furthermore, the IR spectrum of a red seaweed sample from the species *Kappaphycus alvarezii* (Cottonii) was also collected, as this species is aquacultured in the region and generates microfilaments during natural degradation, which may be misidentified as plastic microfilaments (Raharinaivo et al., 2024⁸). Small sections of the samples were individually cleaned in an ultrasonic bath with ethanol to remove major contaminants and subjected to IR analysis under Attenuated Total Reflectance (ATR) mode. ATR mode allows high-quality spectra acquisition of solids and liquids with minimal preparation, using a crystal interface. The BRUKER library⁹ was used to identify the collected macroplastic samples. FT-IR spectroscopy was chosen for the identification of MPs instead of Raman. FT-IR allows for reliable analysis of particles $>10\ \mu\text{m}$, produces high-quality spectra with minimal sample preparation, and is minimally affected by fluorescence interference, which is commonly observed in MPs due to additives (pigments, UV stabilizers) or adsorbed organic compounds. In contrast, Raman spectroscopy, although particularly suited for analyzing very small particles ($<10\ \mu\text{m}$) or for obtaining detailed information on molecular and crystalline structure, can be strongly affected by fluorescence, making it less appropriate for the samples studied in this work.

⁸ Voir chapitre V

⁹ Une bibliothèque de spectres fournie par la société Bruker, qui est une entreprise renommée dans le domaine des instruments analytiques.

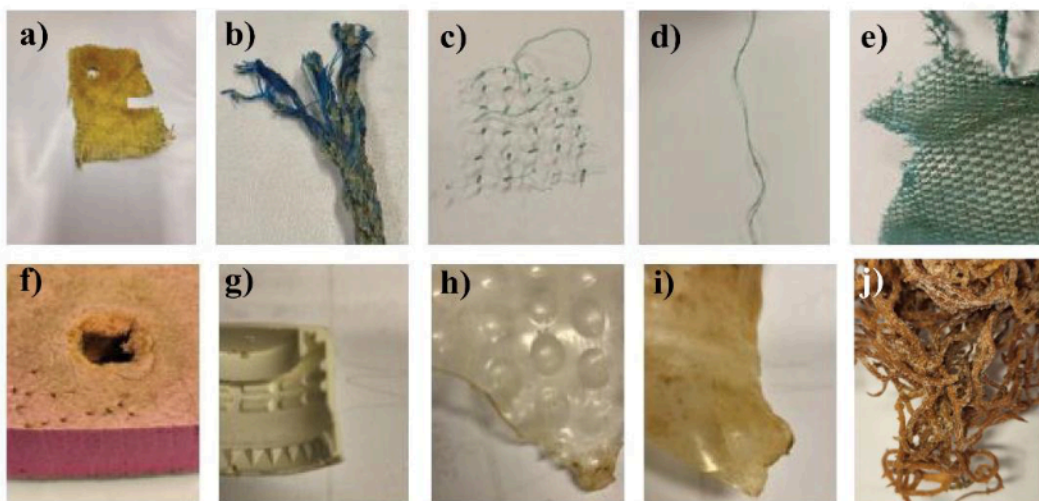


Figure III.3: Examples of analysed macrosamples used for building a reference library: a) woven polypropylene bag, b) blue rope, c) blue net, d) green line, e) mosquito net, f) flip-flop, g) bottle cap, h) vinegar bottle, i) drink bottle and j) seaweed *Kappaphycus alvarezii*

MPs Identifications was performed by fingerprinting, comparing spectra obtained for MPs to those obtained for macroplastics. Thirty MPs samples, randomly selected from those taken in seawater, including fibres and fragments (*i.e.*, the primary shapes of identified MPs in the studied areas), were analyzed. Microfibres are often considered to result from the fragmentation of objects made of ropes, such as textiles and fishing gears. In contrast, fragments are reported to originate from the breakdown of macroplastics making the identification of their specific source objects more complex. These samples were supported on silicon substrates to facilitate IR spectrum to recording under transmission mode, which provides detailed molecular composition analysis for thin films or powders on a substrate. Figure III.4 shows the silicon (Si) support and its IR spectrum in the wavenumber region where the samples are analyzed. The Si substrate was placed in a non-capped hollowed plastic Petri dish to prevent air currents from displacing the samples during analysis. Recorded IR spectra were subsequently compared with those from macroplastic samples to determine their origins.

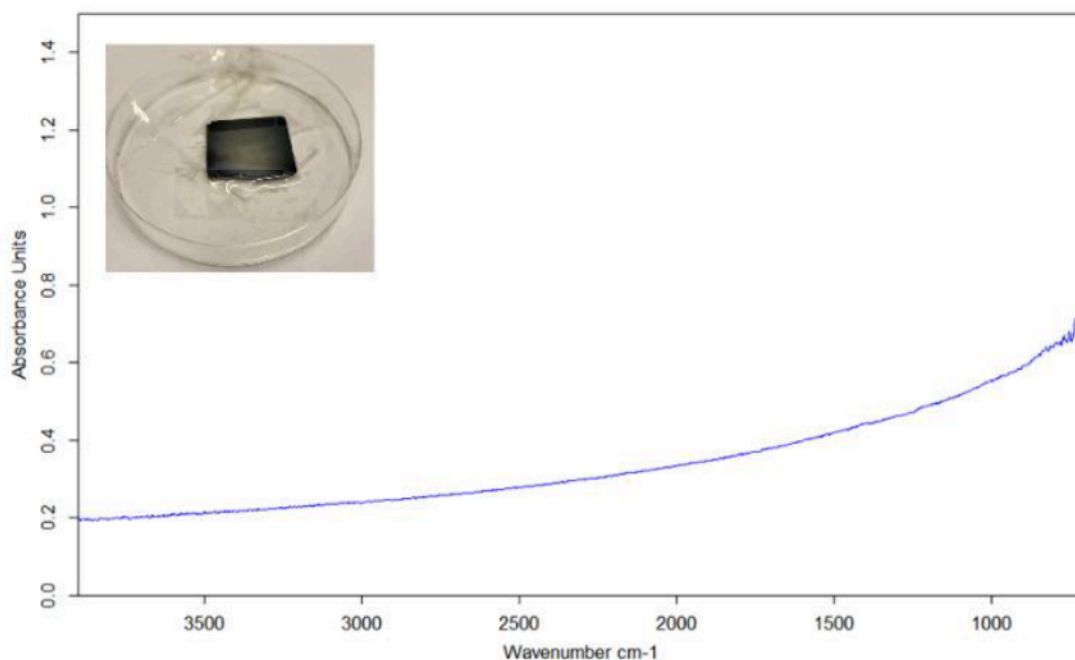


Figure III.4: Silicon (Si) support (placed in a hollowed plastic Petri dish to prevent air currents from moving the samples during analysis) along with its IR spectrum in the wavenumber region used for sample analysis.

III.2.4. Data analysis

MPs concentrations were calculated and expressed as the number of particles per kilogram dry weight (particles kg^{-1} dw) for sediment and as particles per cubic meter (particles m^{-3}) for water. Statistical analysis of MPs contamination levels across different habitats was conducted using R version 4.4.0 (R Core Team, 2024). A Principal Component Analysis (PCA) was performed separately on the sea surface and sediment datasets using the FactoMineR and factoextra packages. The seven plastic types (fibre, film, fragment, foam, opaque, pigmented, colorless) were used as active variables, and data were scaled prior to analysis. Biplots was generated with convex hulls surrounding groups (Sites, Zones, or Habitats), showing both sample points and variable loadings. Sample labels correspond to transects. Only groups with ≥ 3 samples were outlined. Abundance histograms were built from reshaped data and show the mean abundance of each plastic type per site, with a global average (black diamond) for reference. Pearson correlation matrices were computed between plastic types and visualized using the corrplot package.

III. 3. Results

III.3.1. Concentration and distribution of microplastics

A total of 534 accumulated MPs were identified in sediment samples collected in Southwestern Madagascar, with MPs abundance reached up to 740 particles kg^{-1} dw. Despite variations in mean values, the concentration of MPs remained relatively homogeneous across study sites (Fig. III.5): seafloors and beaches in the three villages are a bit more polluted by MPs than mangroves. A significant difference in MPs concentrations was, however, observed only for the seafloor (p-value = 0.03), specifically between Andrevo and Sarodrano (Tukey's test, p-value = 0.02). The highest concentrations of MPs were recorded at Sarodrano for beaches (mean \pm SD: 64 ± 40.31 particles kg^{-1} dw), at Andrevo for mangroves (22.67 ± 17.99 particles kg^{-1} dw), and at Toliara for the seafloor (126 ± 165.19 particles kg^{-1} dw) (Table III.1). A significant difference was observed between the three types of sediments (Kruskal-Wallis test, p-value < 0,05; Fig. III.5), with the highest concentrations recorded on the seafloor.

For floating MPs, 3,366 particles were recorded from surface waters across the three studied sites. Toliara showed the highest density (0.81 ± 0.21 particles m^{-3}), while Sarodrano had the lowest densities (0.54 ± 0.18 particles m^{-3} , Table 1); however, this difference between sites was not significant (ANOVA test, p-value = 0,49).

Table III.1. Concentrations of MPs in sediments (particles kg^{-1} dw) and in seawater (particles m^{-3}) in the four habitats of the three studied sites

	Beach	Mangrove	Seafloor	Sea surface
Andrevo	59 ± 45.64	22.67 ± 17.99	105 ± 54.24	0.72 ± 0.40
Toliara	36 ± 35.89	17.24 ± 19.07	126 ± 165.19	0.54 ± 0.18
Sarodrano	64 ± 40.31	17.33 ± 17.21	59 ± 52.91	0.81 ± 0.21

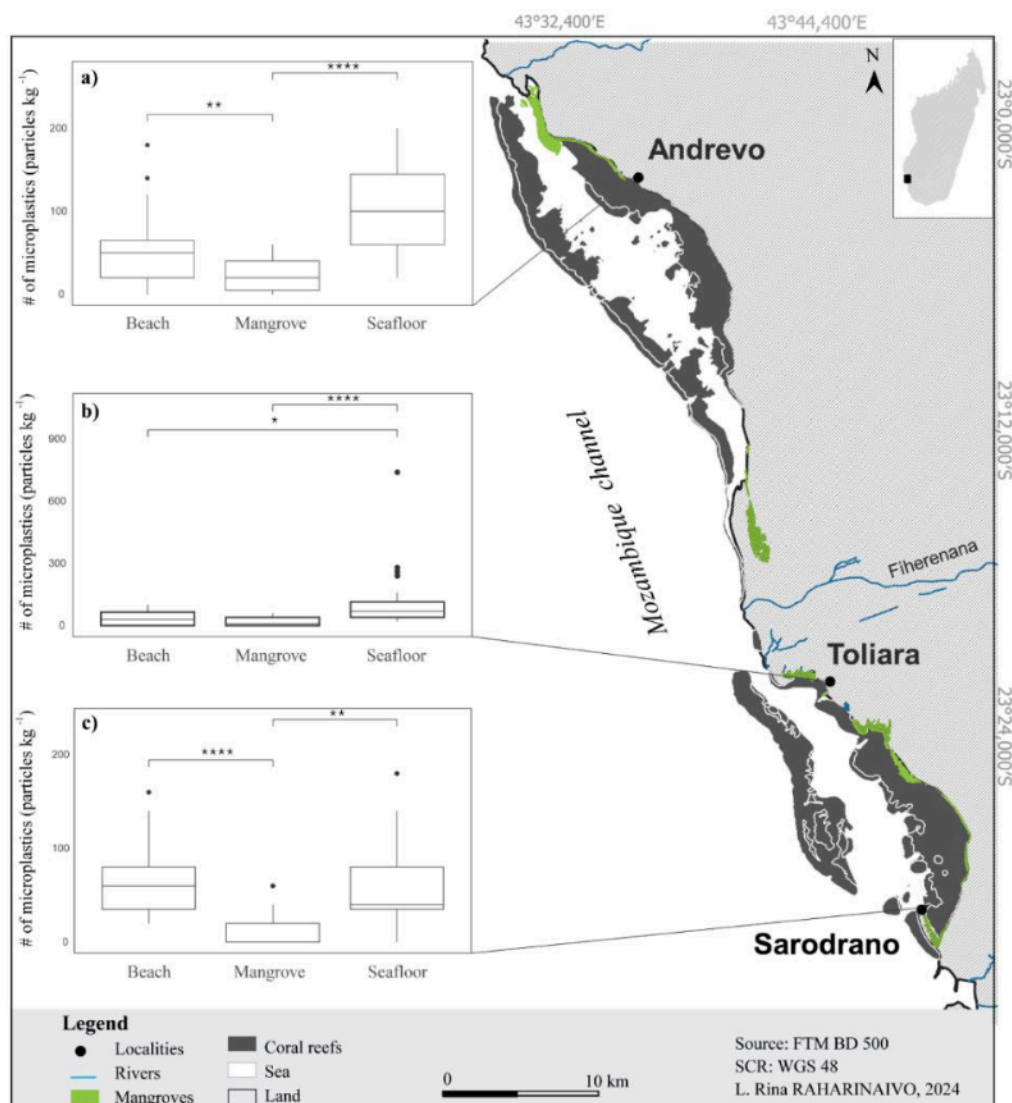


Figure III.5: Boxplot of the mean number of microplastics extracted from sediment samples collected in beach, mangroves, and seafloor habitats in Andrevo (a), Toliara (b), and Sarodrano (c), Southwestern Madagascar. Differences in microplastics accumulation between habitats were assessed using the Kruskal-Wallis test (significance level at $p < 0.05$), followed by Dunn's post hoc test.

IV.3.2. Size, shape, and color of microplastics

The size of MPs collected from the benthos and sea surface ranged from 0.05 to 5 mm. MPs from beaches varied between 0.10 and 4.55 mm, while those from mangroves ranged from 0.05 to 4.92 mm. Seafloor MPs measured between 0.10 and 4.41 mm, whereas floating MPs ranged from 0.12 to 5 mm. More than 60% of MPs in each habitat measured less than 2 mm, while fewer than

8% fell within the 4 to 5 mm range (Fig. III.6a). Considering all particles together, no significant difference was found in the size distribution between the three sites (Kruskal-Wallis test, p-value = 0.117). The particle size composition in Andrevo, Sarodrano, and Toliara is similar (Fig. III.6b). Among the sediments from different habitats, particle size classes vary depending on the habitat (beach, mangrove, seafloor) (Kruskal-Wallis test, p-value = 0.005). This difference is mainly between the beach and the mangrove (p = 0.002). For floating particles, a significant size difference was observed between the sites (Kruskal-Wallis test, p-value = 0.003), mainly between Toliara and Sarodrano (p < 0.001).

The MPs extracted from the beaches are mostly pigmented (55.56 to 79.69%), while those from the mangroves show greater variability between opaque (12 to 38.24%), pigmented (41.18 to 64%), and colorless (19.23 to 24%) particles (Fig. III.7a). The floating MPs are also largely pigmented (34.79 to 53.41%), and those from the seafloor showed 28.41 to 34.65% of opaque particles (Fig. III.7a). These differences coloration of MPs between the different sediment types and floating MPs (Pearson's Chi-squared test, p-value < 0.001) reflect the diversity of environmental conditions and potential pollution sources. The MPs from beaches and mangroves are primarily pigmented suggesting that these particles may have been exposed to weathering processes in the open ocean or derived from items that were colored. The lack of pigmentation may be a result of UV degradation, which can break down plastic polymers and leave behind the colored additives that were initially present.

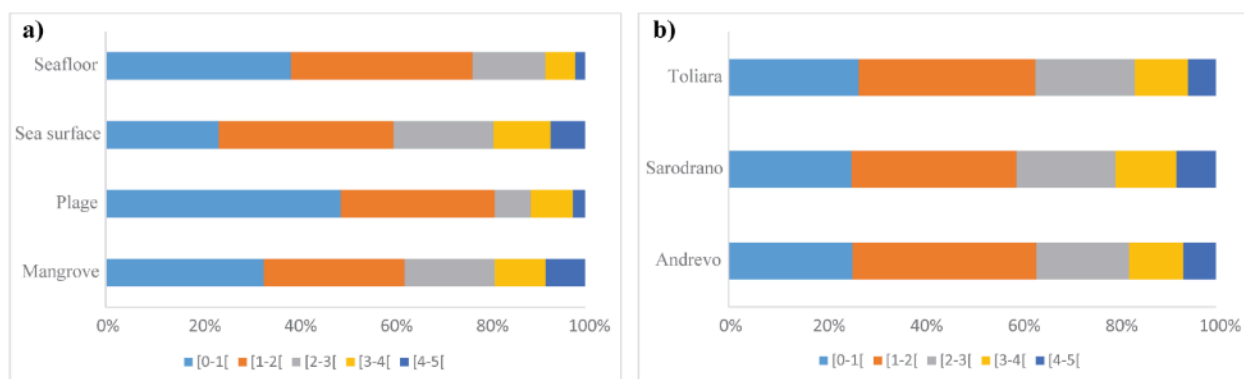


Figure III.6: Size repartition of microplastics extracted from sediments (and sea water at (a) each studied habitat and (b) each studied site (Andrevo, Sarodrano and Toliara) in Southwestern Madagascar.

The predominant forms of MPs found at all studied sites were fibres, films, foams and fragments (Fig. III.7b). Fibres were the most dominant, while pellets were absent from all samples (Fig. III.6b, Annexe 3_Fig.A.1). For accumulated MPs, fibre reached up to 93.75% on the seafloor at Andrevo, while fragments presented a notable concentration in mangroves, with a maximum proportion of 19.23% at Sarodrano (Fig. III.7b). Film and foam were less common, with foam found only on the seafloor at Sarodrano (6.78%) and Toliara (1.59%). For floating MPs, fibres accounted for 87.50% in Andrevo, 72.87% in Sarodrano, and 80.13% in Toliara (Fig. III.7b). Fragments reached up to 20.45% at the Sarodrano sea surface. Films and foams did not exceed 3% at any site, indicating their relatively low presence.

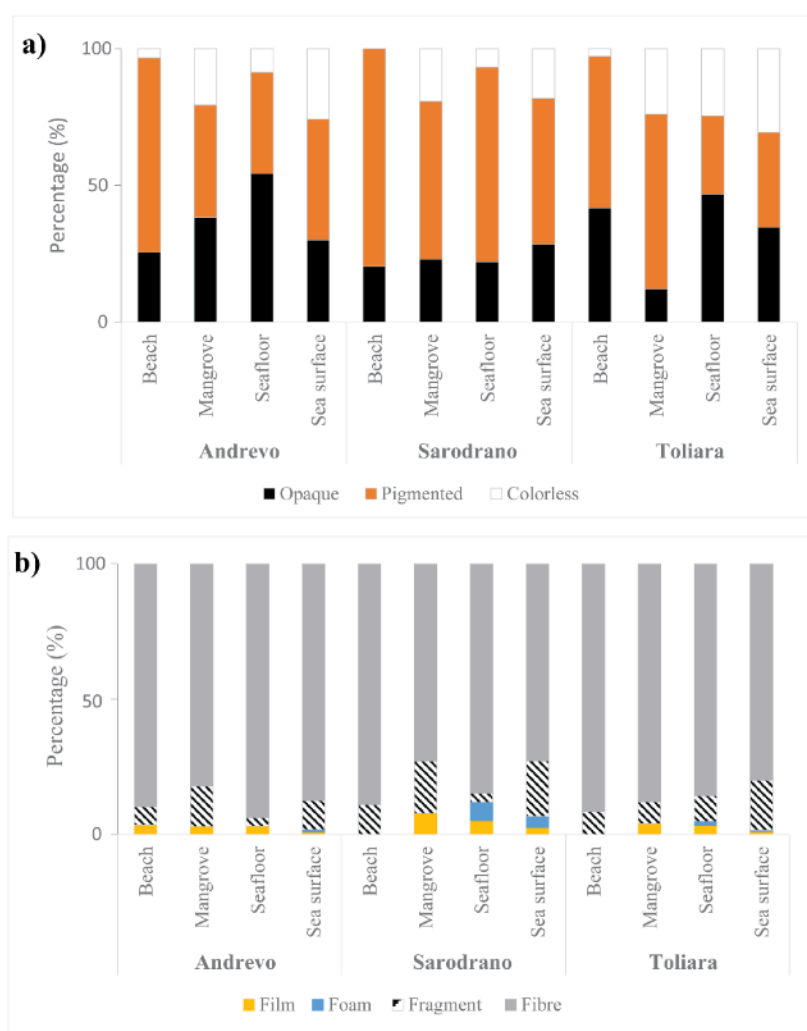


Figure III.7: Colors (a) and shapes (b) of microplastics extracted from sediments and sea water at each study site (Andrevo, Sarodrano and Toliara) in Southwestern Madagascar

For sediments, PCA results show less pronounced clustering, although some structuring is visible according to the “Zone” and “Habitat” categories, particularly in seagrass areas (Fig. III.8). Fragments and films drive most of the variance. Andrevo generally exhibits higher plastic loads in sediments. Correlation analysis reveals positive associations between pigmented and opaque particles, as well as between films and fragments (Fig. III.8d).

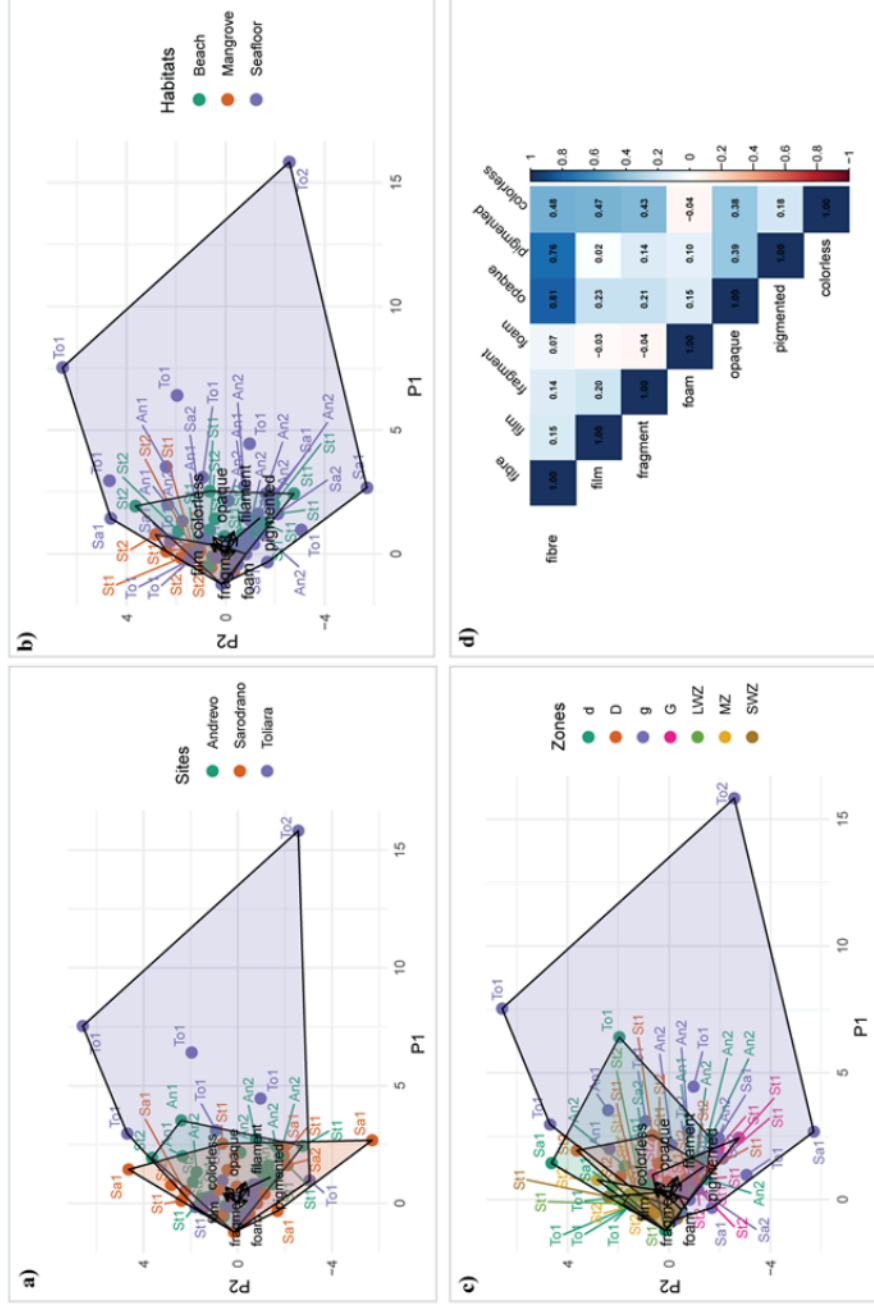


Figure III.8: Principal Component Analysis (PCA) plots and correlation matrix based on microplastic characteristics identified in sediment samples from Southwestern Madagascar. (a) PCA biplot colored by site, (b) PCA biplot colored by habitat, (c) PCA biplot colored by zone, and (d) correlation matrix showing associations between different microplastic shapes (fibre, film, fragment, foam) and visual properties (opaque, colorless, pigmented).

Regarding the sea surface, the PCA biplot highlights a relative separation between Toliara, Andrevo, and Sarodrano (Fig. III.9a). Toliara stands out due to a high abundance of colorless and pigmented particles, which dominate the first principal component. Abundance data confirm higher plastic loads in Toliara, particularly of fibres and colorless types. Correlation analysis shows strong positive links between colorless, pigmented, and opaque particles (Fig. III.9a-b). This profile especially marked in Andrevo. In contrast, Sarodrano samples are positioned on the opposite side of this axis, characterized by a predominance of films, fragments, and colorless particles.

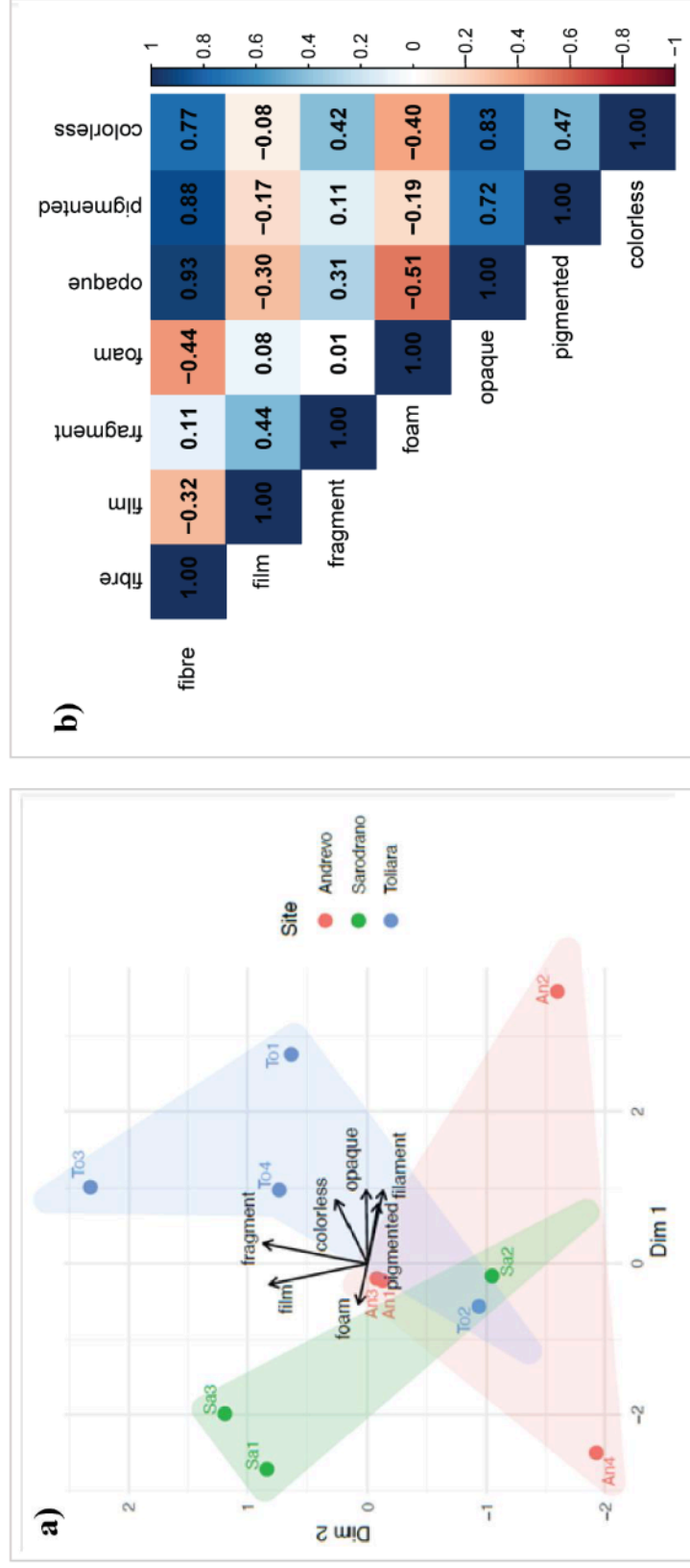


Figure III.9: Principal Component Analysis (PCA) plots and correlation matrix based on microplastic characteristics identified in seawater samples from Southwestern Madagascar. (a) PCA biplot showing variable vectors and transect names based on microplastics collected from the sea surface in Southwestern Madagascar, (b) correlation matrix highlighting associations among microplastic shapes (fibre, film, fragment, foam) and visual characteristics (opaque, colorless, pigmented).

III.3.3. Fingerprinting identification of identified microplastics

The spectra of the nine macroplastic obtained with FT-IR are exposed on figure III.10, with a comparison of the spectra from BRUKER library of petroleum-derived component matching the best MPs (Table III.2). The spectrum of *K. alvarezii* is also exposed on figure III.10 with its best component. The analyses showed that the nine macrosamples contained a variety of synthetic polymers, such as polypropylene (PP), high-density polyethylene (PE-HD), polyamide 6 (PA 6), rigid polyvinyl chloride (PVC-U_GF) and polyethylene terephthalate (PET) (Table III.2). The PP, among low-density polymers were found more frequently in the samples such as woven PP bags, mosquito nets and bottle caps. Then, the analysis of *K. alvarezii* revealed the presence of L-carrageenan, a natural polysaccharide extracted from red algae, confirming its non-plastic origin (Table III.2).

Concerning the 30 MPs, they were separated into two groups according to their size: the first group included 17 large samples (2 mm <length <5 mm) and the second group included 13 small samples <2 mm in length (Fig. III.11). Their IR spectra were compared with the ones recorded with macroplastic samples (Fig. III. 12) and the results of the fingerprint identification are given in table III.3 and 4.

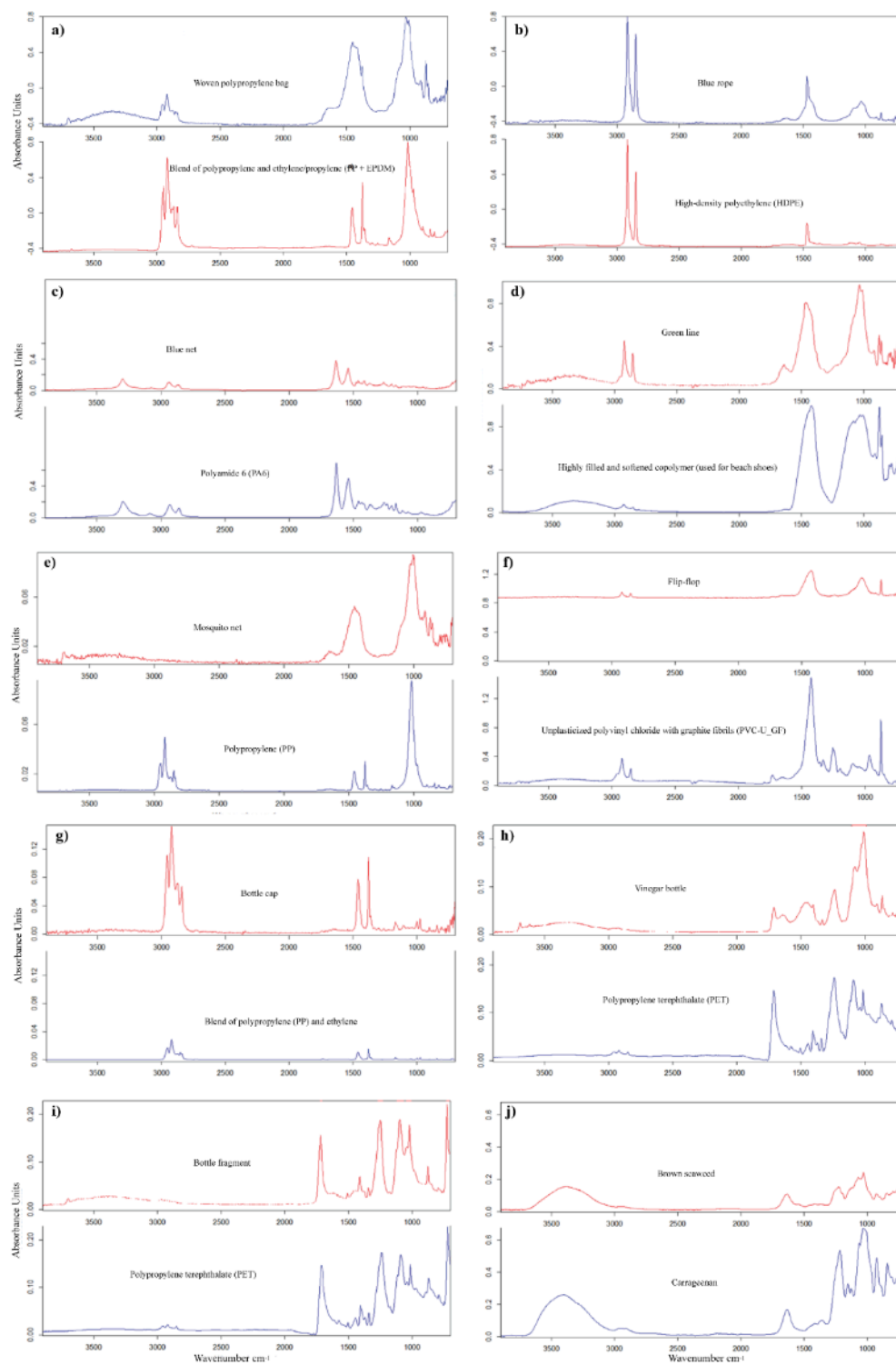


Figure III.10: Comparison of recorded spectra with the most probable components of the samples. (a–i) Infrared spectra of selected macroplastics samples, and (j) the seaweed *Kappaphycus alvarezii* sample. In each figure, the top spectrum (blue in figures a-b and red in figures c-j) corresponds to the analyzed sample while the bottom spectrum (red in figures a-b, and blue in figures c-j) corresponds to the standard reference from the BRUKER library.

The results showed that 53% of the analyzed MPs matched the IR library designed from the macroplastics observed in Southwest Madagascar. The recorded IR spectra indicated that the micro samples primarily result from the fragmentation of ropes (13%) and woven PP bags (40%) collected from the same studied area.

Table III.2. The macrosamples (plastic and seaweed) taken for the fingerprint analysis and the identity of the best component obtained from the BRUKER library.

Macroplastic	Best component
Woven polypropylene bag	Blend of polypropylene (PP) and ethylene
Blue rope	High-density polyethylene (HDPE)
Blue net	Polyamide 6 (PA6)
Green line	Highly filled and softened copolymer (used for beach shoes)
Mosquito net	Polypropylene (PP)
Flip-flop	Unplasticized polyvinyl chloride with graphite fibrils (PVC-U_GF)
Bottle cap	Blend of polypropylene (PP) and ethylene
Vinegar bottle	Polypropylene terephthalate (PET)
Drink bottle	Polypropylene terephthalate (PET)
Red seaweed <i>K. alvarezii</i>	L-carrageenan

Thirty-three percent of samples could not be identified using the developed library. These samples consist of other polymers, such as polyethylene terephthalate (PET) and polystyrene (PS), or other

types of materials like Sheet Molding Compound (SMC) and Pantone transparent dried + Rayon 50%. As for the remaining samples (13%), mainly fibres, they had no IR spectrum recorded.



Figure III.11: Example of plastic particles extracted from sediments and seawater in Southwestern Madagascar. Particles are classified into two categories based on size: large particles (PF 152) and small particles (PF 151)

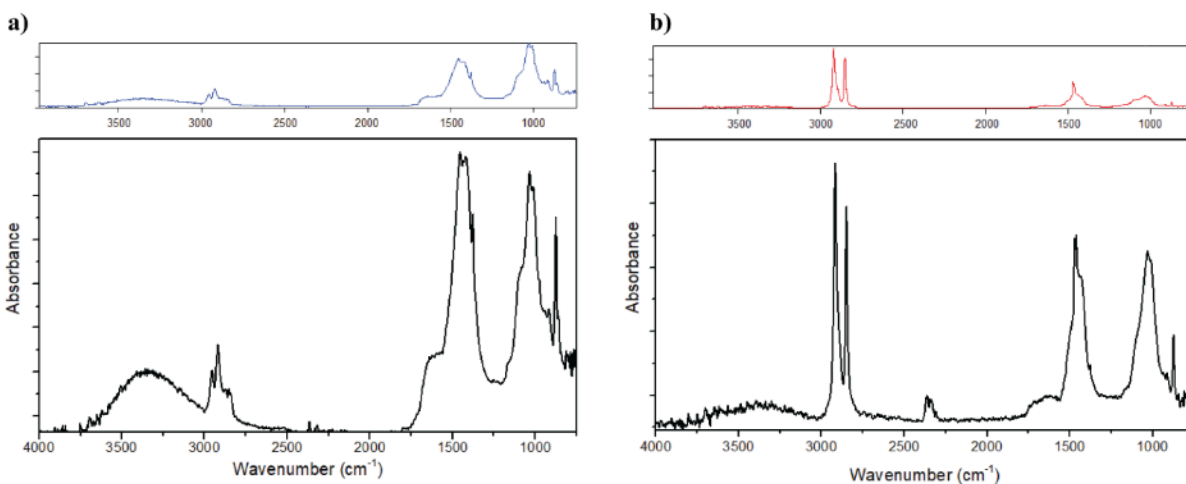


Figure III.12: Comparison of the infrared (IR) spectra of analyzed samples with reference spectra from the designed IR library. (a) Woven polypropylene bag (blue, top) and its corresponding reference spectra (black, bottom). (b) Blue rope (red, top) and its corresponding reference spectra (black, bottom).

Table III.3. Fingerprint identification of MPs large samples. SMC: Sheet molding compound

Sample number	Identification	Sample number	Identification
1	Woven PP bag	10	Woven PP bag
2	Woven PP bag	11	SMC
3	Woven PP bag	12	SMC
4	Woven PP bag	13	Polystyrene
5	Blue rope	14	SMC
6	Woven PP bag	15	SMC
7	SMC	16	No record
8	Woven PP bag	17	No record
9	Woven PP bag		

Table III.4. Fingerprint identification of MPs small samples

Sample number	Identification	Sample number	Identification
1	Pantone	8	Blue rope
2	Pantone	9	Woven PP bag
3	PVC-Nitrile butadiene rubber	10	Woven PP bag
4	Blue rope	11	No record
5	Woven PP bag	12	No record
6	Woven PP bag	13	PET plastic bag
7	Woven PP bag		

III. 4. Discussion

In the present study, we observed a similarity concerning the MPs distribution in the three sediments of the three villages, the two most distant villages being separated by about 60 km: MPs pollution is, however, a bit higher in the city of Toliara than in the villages of Sarodrano and Andrevo, and a bit higher in beaches and seafloor than in mangroves. This uniformity may be attributed to dynamic oceanic phenomena such as currents, weather conditions and anthropogenic activities (Cozar et al., 2014; Law et al., 2010). These factors could lead to particle mixing, limiting the detection of local differences.

To better understand these trends, the results of the PCA and correlation analyses revealed a clear spatial structuring of MPs types, suggesting distinct sources depending on the sampling sites. This observation is consistent with several studies conducted in tropical coastal areas, where MPs composition varies significantly according to human activities and local hydrodynamic conditions (Browne et al., 2011; Zayen et al., 2020). In Andrevo, the dominance of pigmented, opaque, and fibrous particles suggests a significant contribution from textiles, potentially originating from clothing washing or the use of polyamide fishing nets. This hypothesis is supported by the proximity of intensive artisanal fishing zones, where equipment wear (ropes, nets) is a recognized source of fibrous MPs (Rezania et al., 2018). Direct inputs from coastal households, in the absence of structured sanitation systems, could also play a role in the observed contamination. In Sarodrano, the predominance of films, fragments, and colorless particles indicate pollution more closely related to packaging plastics or materials prone to fragmentation (e.g., plastic bags, food packaging). This profile corresponds to observations made in peri-urban or sparsely populated tourist areas, where plastic waste management is often inadequate (Rangel-Buitrago et al., 2021). The geographical position of Sarodrano, exposed to currents and marine inputs, could also favor the accumulation of secondary debris transported from other localities by coastal currents. The situation in Toliara is distinguished by its internal variability: some samples show a profile similar to Andrevo (dominance of fibres and pigments), while others reveal a high load of fragments. This heterogeneity likely reflects the diversity of anthropogenic pressures in this densely urbanized area, where housing, markets, port infrastructures and tourism activities coexist. Inputs from untreated wastewater canals, combined with urban runoff, constitute major pathways for the transfer of MPs to the marine environment (Boucher and Billard, 2017).

The relatively high density of MPs in Toliara may result from exposure to a higher local pollution there, including domestic and particularly fishing activities. Indeed, the number of fishermen is greater in Toliara than in the two villages as Raharinaivo et al. (2025) mentioned. The significant variations in MPs concentrations between habitats, with a higher abundance in seafloor sediments, could be attributed to an increased retention there due to hydrodynamic processes and particle density (Shim et al., 2018). Marine sediments act as a “sink” for MPs due to sedimentation processes (Woodall et al., 2014). The degraded surface of MPs facilitates biofouling, increasing their density and promoting their sinking from the ocean surface (Dai et al., 2018; Fazey and Ryan, 2016; Harrison et al., 2018).

These accumulation mechanisms are further supported by our density-based estimations. Our estimation based on seawater density ($1,025 \text{ kg m}^{-3}$) further confirm that MPs concentrations are markedly higher in sediments than in surface seawater. A kilogram of seawater would contain on average between 5.25×10^{-4} and 7.91×10^{-4} particles kg^{-1} , whereas a kilogram of sediment may hold up to 17.24 particles (the lowest average value recorded in the mangrove habitats illustrates in Table 1). This indicates that achieving similar levels of pollution in sediment would require far larger volumes of seawater. The relatively stable conditions of sedimentary environments favor the long-term accumulation of MPs, especially for polymers denser than seawater (Cole et al., 2011). Biofouling further accelerates this sinking process by increasing particle density (Kaiser et al., 2017; Fazey and Ryan, 2016). Together, these mechanisms confirm the role of benthic sediments as long-term reservoirs for MPs (Woodall et al., 2014; Andrady, 2011) and align with our findings of higher MPs concentrations in beach and seafloor sediments compared to mangroves.

Moreover, the correlation analysis suggests the existence of common dynamics of degradation or co-occurrence: associations between fragments and films may result from the progressive fragmentation of larger plastic debris, while correlations between pigmented and opaque particles could reflect composite materials (such as multicolored packaging or dyed plastics). This type of association has already been described in other tropical areas, where debris exposed to UV rays and physical erosion generate heterogeneous assemblages of MPs (Corcoran et al., 2009; Pfohl et al., 2025; Song et al., 2017).

The size variation across sediment types and floating MPs highlights the complexity of these particles in the marine environment. The presence of MPs in various size ranges suggests different sources and transportation mechanisms. The smaller MPs found in mangroves and beaches may originate from the degradation of larger plastics, whereas larger floating MPs might result from recent pollution events or direct waste disposal into the ocean. The environmental impact of MPs is likely influenced by their size, with smaller MPs being more pervasive due to their ability to travel long distances and infiltrate aquatic organisms. Research by Xiong et al. (2019) demonstrated that goldfish (*Carassius auratus*) in aquariums could rapidly ingest MPs smaller than 2 mm, highlighting the potential risks of smaller MPs to aquatic organisms. Floating macroplastics degrade and fragment into smaller MPs, which can sink over time and be ingested by sediment-dwelling organisms such as sea cucumbers (Mohsen et al., 2019; Sayogo et al., 2020; Wicaksono et al., 2021).

On the one hand, these results underscore the influence of shape on floating, sinking, and transport behaviors of MPs (Kowalski et al., 2016). The significant proportion of fibres found on the seafloor suggests their selective removal from the sea surface through sinking. On the other hand, according to these shapes results, the MPs extracted here are only secondary MPs, probably originating from fishing gear (in the case of fibres) or from other unidentified plastic macrolitter (in the case of fragments). Foams low concentration could be due to their limited use in the study area. Floats, probably sources of foam MPs, are mostly replaced by bottles and fragments of sandals in SSF and CBA activities (Raharinaivo et al., 2025). Films were detected in low concentrations in most habitat sites, although they originate from soft plastics (e.g., packaging), which represent the most (55.47%) subcategory of plastic debris in the mangroves and beaches of Southwestern Madagascar (Raharinaivo et al., 2025).

To identify the origin of these particles more precisely, we created a database on the FT-IR signatures of macroplastics found in the sediments of the investigated sites. Thirty-three percent of our microfibre samples had no IR spectrum which is likely due to the shape of the analyzed particles, knowing that fibres have a very small secondary dimension, often smaller than the resolution of μ FT-IR (Gasperi et al., 2018). This database would have to be expanded in the future to better identify the MPs.

Of the 3,366 floating MPs identified, fibres and fragments represent 97.33% (3,276 particles), of which 1,310 particles would come from woven PP bags and 437 from ropes according to our results. The waste from these two items is not solely of domestic origin but is also linked to fishing and seaweed farming activities (Raharinaivo et al., 2025). Indeed, fishing nets and rope systems (cultivation lines and “madeloop¹⁰”), used in seaweed farming are made of plastic ropes. Woven PP bags, on the other hand, are multipurpose items: they can be reused for packaging various products (charcoal, sand, vegetables, fruits, and rice) or woven to cover ceilings and floors. In seaweed farming, they are used for transporting and storing harvested seaweed or are filled with sand to weigh down the cultivation ropes. In fishing, they are sometimes woven to serve as sails for pirogues. These results confirm that the analyzed MPs come from the fragmentation of ropes and woven PP bags, which are not directly from domestic waste, but rather from local marine activities, notably SSF and seaweed farming.

In summary, this multivariate approach goes beyond a simple description of MPs types to reveal local pollution dynamics. It highlights the links between particle characteristics (shape, color) and environmental exposure contexts, depending on the dominant human activities. These results could guide waste management strategies tailored to each site: controlling domestic discharges in Andrevo, improving the collection of packaging plastics in Sarodrano, and managing urban wastewater flows in Toliara.

III. 5. Conclusion

The study enabled the assessment of MPs abundance and characteristics across different habitats (beach, mangrove, seafloor, and sea surface) in Southwestern Madagascar, as well as the identification of their potential sources. The significant variations in MPs concentrations between habitats, with higher abundance in seafloor sediments, are due to environmental factors and the characteristics of the particles themselves. Variations in size, shape, and pigmentation can influence the distribution of MPs. The origins of MPs can be estimated based on their shapes, but the use of the IR library, as suggested in this study, offers greater precision by taking local activities into account. Expanding the scope to include other habitats and assessing MPs contamination in marine organisms could provide a clearer picture of MPs pollution in the region. Management

¹⁰ Rope system for attaching seaweed cuttings in seaweed farming

measures involving sea-based activities, such as improved waste management and better control of fishing gear and CBA disposal, would be more effective.

These results highlight the need to raise awareness among fishers about the management of used nets, to improve the collection of domestic and packaging plastic waste, and to strengthen the protection of sensitive natural areas. They also lay the groundwork for the following chapter, which will focus on assessing MPs ingestion levels in marine animals with contrasting feeding strategies in southwestern Madagascar, in order to better understand the direct ecological impacts of this pollution on marine fauna and to guide appropriate management measures.

Chapitre IV

Assessing microplastic ingestion levels in marine animals with contrasted feeding strategies in Southwestern Madagascar

Assessing microplastic ingestion levels in marine animals with contrasted feeding strategies in Southwestern Madagascar

Lovaso Rina RAHARINAIVO^{1,2,5} *†, Sandra RATSIMAHARILALA^{2*}, Zo Paquerette RAZAFIARISON², Jérôme DELROISSE¹, Gildas TODINANAHARY^{2,5}, Maherizo Tiandrainy Gédice FERNAND², Jean-marie RAQUEZ³, Rosica MINCHEVA³, Carla BITTENCOURT⁴, Thierry LAVITRA², Igor EECKHAUT^{1,5}

¹University of Mons (UMONS) – Research Institute for Biosciences, Biology of Marine Organisms and Biomimetics Unit - 23 Place du Parc, B-7000 Mons, Belgium

² University of Toliara – Test and Analysis of Materials research team at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), BP 141, Rue Dr. Rabesandratana, Mahavatse II, 601-Toliara, Madagascar

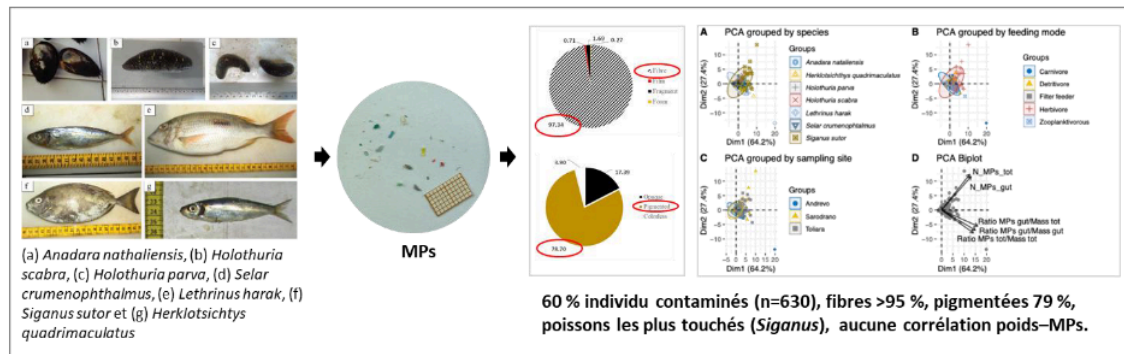
³ University of Mons (UMONS) – Laboratory of Polymeric and Composite Materials (LPCM), Center of Innovation and Research in Materials and Polymers (CIRMAP), Place du Parc 20, 7000 Mons, Belgium

⁴ University of Mons (UMONS) – Chimie des Interactions Plasma–Surface (ChIPS), Research Institute for Materials Science and Engineering, 7000 Mons, Belgium

⁵ Marine Station of Belaza (UToliara-UMons-ULiège) at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), Saint-Augustin s road, 602 — Toliara, Madagascar.

* These authors contributed equally to this work

†Corresponding author: raharinaivolovaso@gmail.com, Lovaso.RAHARINAIVO@student.umons.ac.be; ORCID: 0000-0002-2216-5944



Abstract

The evaluation of plastic pollution in marine environments also involves studying the contamination of marine organisms by microplastics (MPs). This study is the first to investigate the prevalence of MPs in various species with contrasted feeding strategies in Southwestern Madagascar, destined for local consumption or export. A total of 630 individuals – including filter-feeding bivalves, deposit-feeding sea cucumbers, and four fish species (herbivorous, carnivorous, and zooplanktivorous) – were analyzed for MPs quantification and characterization. Variations by site, taxon, feeding behavior, and individual body weight were considered in the analyses. The results reveal widespread contamination, with 60% of all specimens found to be contaminated, from which a total of 1,127 MPs particles were extracted. The particles were predominantly pigmented fibres (over 95% of all identified MPs). Higher

prevalence was observed in herbivorous and filter-feeding species, with significant differences detected among sites and taxa. Toliara exhibited the highest proportion of contaminated individuals (77%) and the highest average number of MPs per individual. *Siganus sutor* was the most contaminated species, both in absolute terms (3.48 ± 5.28 particles individual⁻¹) and relative concentration (0.08 ± 0.11 particles g⁻¹), with gills identified as the primary route of MPs exposure.

No clear correlation was found between individual body weight and MPs ingestion, suggesting that other biological or ecological factors may influence MPs accumulation. These findings indicate that local marine and land-based activities play a significant role in MPs contamination. The results reveal widespread MPs pollution in coastal ecosystems, posing risks to food webs and community food security. Urgent plastic waste reduction and greater local awareness are essential for sustainable practices.

Key words: microplastic, Southwestern Madagascar, marine organisms, species, diet, taxon

Résumé

L'évaluation de la pollution plastique dans les environnements marins implique également l'étude de la contamination des organismes marins par les microplastiques (MPs). Cette étude est la première à examiner la présence de MPs chez différentes espèces aux stratégies alimentaires contrastées dans le sud-ouest de Madagascar, destinées à la consommation locale ou à l'exportation. Au total, 630 individus — comprenant des bivalves filtreurs, des concombres de mer détritivores, et quatre espèces de poissons (herbivores, carnivores et zooplanctonophages) — ont été analysés pour la quantification et la caractérisation des MPs. Les analyses ont pris en compte les variations selon les sites, les taxons, les comportements alimentaires et le poids corporel des individus.

Les résultats révèlent une contamination généralisée, 60 % de l'ensemble des spécimens analysés étant contaminés, avec un total de 1 127 particules de MPs extraites. Les particules étaient majoritairement des fibres pigmentées (plus de 95 % de tous les MPs identifiés). Une prévalence plus élevée a été observée chez les espèces herbivores et filtreurs, avec des différences significatives selon les sites et les taxons. Toliara présentait la plus forte proportion d'individus contaminés (77 %) ainsi que le nombre moyen le plus élevé de MPs par individu. *Siganus sutor* était l'espèce la plus contaminée, tant en termes absolus ($3,48 \pm 5,28$ particules individu⁻¹) qu'en concentration relative ($0,08 \pm 0,11$ particule g⁻¹), les branchies étant identifiées comme la principale voie d'exposition aux MPs.

Aucune corrélation claire n'a été observée entre le poids corporel des individus et l'ingestion de MPs, ce qui suggère que d'autres facteurs biologiques ou écologiques pourraient influencer l'accumulation de MPs. Ces résultats indiquent que les activités marines et terrestres locales jouent un rôle important dans la contamination par les MPs. Ils révèlent une pollution généralisée aux MPs dans les écosystèmes côtiers, avec des risques pour les réseaux trophiques et la sécurité alimentaire des communautés. La réduction urgente des déchets plastiques et une meilleure sensibilisation locale sont essentielles pour une gestion durable.

Mots-clés : microplastique, sud-ouest de Madagascar, organismes marins, espèces, régime alimentaire, taxon.

IV. 1. Introduction

The ingestion of microplastics (MPs) by marine organisms has become alarming and a growing concern in recent years (Wright et al., 2013; GESAMP, 2015). MPs, small plastic particles measuring less than 5 mm, are now prevalent in marine environments worldwide (Andrady, 2011). Unlike larger plastic debris, MPs are small enough to enter food webs at multiple trophic levels. MPs are accessible to a wide range of organisms like zooplankton (Cole et al., 2013 ; Botterell et al., 2020), crustaceans (Murray and Cowie, 2011), mussels (Browne et al., 2008 ; Abidli et al., 2019 ; Cole et al., 2020), sea cucumbers (Sharifi et al., 2017; Mohsen et al., 2019; Wicaksono et al., 2021), sea urchins (Feng et al., 2020), fish (Tanaka and Takada, 2016; Zhang et al., 2019; Critchell and Hoogenboom, 2018) and seabird (Cadée, 2002; Lavers and Bond, 2016).

The widespread presence of MPs in seas has raised significant environmental concerns, posing risks to marine ecosystems and human health, particularly through seafood consumption (Wright and Kelly, 2017; Revel et al., 2018; Smith et al., 2018; Vethaak and Legler, 2021). In marine organisms, ingested MPs can lead to gastrointestinal blockages, nutritional imbalances, and increased mortality (Wright and Kelly, 2017). Additionally, they may impair feeding efficiency, slow growth, reduce fecundity, and immune disruption function in various species (Von Moos et al., 2012; Wright et al., 2013; Besseling et al., 2013; Avio et al., 2015; Sussarellu et al., 2016). Furthermore, MPs can also act as carriers for persistent organic pollutants, accumulating in organisms tissues upon ingestion and posing risks of long-term harm (Koelmans et al., 2016). They can also house pathogenic bacteria at their surfaces that could cause a disequilibrium in the microbiota of species that ingest the MPs (Zettler et al., 2013; Kirstein et al., 2016).

Marine organisms can ingest MPs in various ways: by mistaking MPs for their prey, consuming prey that has already ingested MPs, filtering MPs directly from the water, or by exposure to MPs in sediment during feeding in the benthic zone (Acarer Arat, 2024). Numerous studies have been conducted to investigate this ingestion process (e.g. Abidli et al., 2023; Zang et al., 2019; Zhang et al., 2023; Roslan et al., 2023, Table I.2). These studies often involve collecting and analyzing the digestive tracts or entire bodies of small species (e.g., bivalves) to assess the presence and abundance of ingested MPs (e.g., Anastasopoulou et al., 2018). While some studies have also focused on examining additional organs, such as gonads or respiratory pathways (e.g., Iwalaye et al., 2020; Wicaksono et al., 2021), to better understand the pathways of MPs uptake in marine organisms.

In southwestern waters of Madagascar, the role of MPs as contaminants is of particular concern due to the close reliance of coastal communities on seafood for nutrition and economic livelihood. To date, MPs ingestion by marine organisms in this region remains unknown, despite the documented global impacts of MPs on marine biodiversity and ecosystems. The present study aims to address this gap by characterizing MPs ingestion in several marine species with contrasted feeding strategies. Specifically, we investigate the prevalence of MPs in various species used in local consumption or exported for consumption. Chosen species were a filter feeder bivalve, two deposit feeders sea cucumbers and four fish species.

IV. 2. Materials and Methods

IV.2.1. Species collection and particles extraction

In total, 630 individuals were collected with 210 individuals (120 fish, 60 sea cucumbers, and 30 bivalves) from each of the three sites Toliara, Sarodrano and Andrevo in southwestern Madagascar between December 2021 and March 2022.

These sampling sites were selected based on their accessibility and the variety of primary marine activities practiced there (Raharinaivo et al., 2025). Toliara is a city representing the southwestern region of Madagascar, where small-scale fisheries (SSF) remains a main source of livelihood for a portion of the population. The villages of Andrevo and Sarodrano are both fishing villages and aquaculture zones for sea cucumbers and seaweeds. Additionally, these three sites have also been the focus of studies on pollution from anthropogenic marine debris (Raharinaivo et al., 2025) and MPs (Raharinaivo et al., in progress).

Four fish species were selected, including two pelagic species: *Herklotsichtys quadrimaculatus* (Rüppell, 1837) and *Selar crumenophthalmus* (Bloch, 1793), as well as two demersal species: *Lethrinus harak* (Forsskål, 1775) and *Siganus sutor* (Valenciennes, 1835). *H. quadrimaculatus* and *S. crumenophthalmus* are essentially zooplanktonivorous, *L. harak* is a predator feeding on benthic invertebrates (e.g. sea urchins, crustaceans) and small fish, and *S. sutor* is herbivorous feeding on seagrasses and algae (Fig. IV.1d-g). The samples were rinsed with seawater, then individually placed in labelled zip bags and stored in a cooler. In the laboratory, the total length (TL) of each individual were measured, along with their wet weight. The guts and gills of all fish were examined to assess MPs accumulation by species. To isolate plastic particles from organic matter and natural fibres, the samples were digested according to the method of (Wicaksono et al., 2021). After weighing, the guts and gills were placed separately in dark bottles and dissolved with a potassium hydroxide (KOH) 10% solution for 48–72 hours at room temperature (10–21°C).

For the bivalves, the studied species was *Anadara nathaliensis* (Krauss, 1848) (Fig. IV.1a). The weight and sizes (with shell length parallel to the hinge axis, width perpendicular to the hinge axis, and height forming a right angle with the plane of the other two dimensions) of each individual were determined. Central visceral masses (Hermesen et al., 2018) and gills of the individuals were extracted separately, weighed, and digested with KOH in the same manner as the fish.

For sea cucumbers, the studied species were *Holothuria scabra* (Jaeger, 1833) and *Holothuria parva* (Krauss in Lampert, 1885) (Fig. IV.1b-c). *H. scabra* lives in seagrass beds while *H. parva* lives under rocks in mangroves. Both are exported through a well-established market to China. The contracted length of all sea cucumbers was measured from the mouth to the cloacum. The weight of each individual was determined before dissection, and the weight of the guts immediately after extraction. Like fish and bivalve, the tissue of the sea cucumbers was digested with KOH once the sediment contained in their digestive tracts was extracted. The extracted sediment was mixed with a saturated sodium chloride (NaCl 358.9 g/L) solution for density separation based on the MPs extraction method adapted from Besley et al. (2017). The sediment-NaCl mixture was stirred for two minutes at 600 rpm and then allowed to settle for over 6 hours to enable low-density particles to float to the surface. This extraction was repeated three times to increase the recovery rate of particles likely to float in the analyzed sediment.

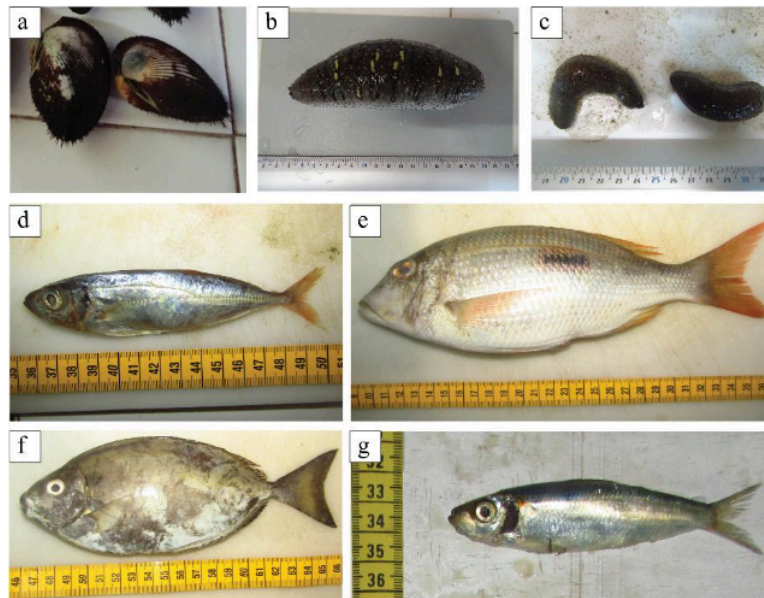


Figure IV.1: Marine species analysed for microplastic contamination in Southwestern Madagascar: (a) bivalve *Anadara nathaliensis*, sea cucumbers (b) *Holothuria scabra* and (c) *Holothuria parva*, and fish species (d) *Selar crumenophthalmus*, (e) *Lethrinus harak*, (f) *Sigamus sutor* and (g) *Herklotsichtys quadrimaculatus*

The obtained KOH-tissue solution, along with the supernatant from the sediment-NaCl solution, was vacuum filtered to extract particles. Each paper filter retaining all particles contained in each sample was placed in a Petri dish and oven-dried on the bench before observation under a stereomicroscope. Ice anesthesia was applied to stop any motor activity of the living specimens before dissection. Additionally, to reduce the risk of contamination of the samples by MPs that might be present outside the samples or to avoid cross-contamination

between samples, control measures were implemented. These measures included blank tests (samples exposed to air), filtration of solutions used before mixing with the samples, the absence of plastic containers, rinsing laboratory tools before and after use, as well as between sessions, storing tools in boxes and aluminum foil, wearing cotton lab coats during handling, and sealing Petri dishes or other containers between sessions.

IV.2.2. Particles characterization

All particles resembling MPs (PRMPs) on the filter membranes were observed, photographed, and characterized according to their shape and color under a Euromex stereomicroscope equipped with a CMEX 1300 camera. The shapes of PRMPs included fibre, fragment, film, foam and pellet (GESAMP, 2019). For color, colorless particles were categorized as transparent, black ones as opaque, and colored ones as pigmented. The size of PRMPs was determined from their optical photographs analyzed using the image-processing software ImageJ. A particle size corresponds to its longest axis. The observed PRMPs were isolated on a new filter in a Petri dish, previously coded according to the species and collection site of the samples.

IV.2.3. Statistical analysis

For each species, both the number of MPs per individual and the number of MPs per unit of body or organ weight were considered. Data were organized using Microsoft Excel, and statistical analyses were conducted with R version 4.4.0 (R Core Team 2024). The Shapiro-Wilk test and Levene's test were used to assess the normality and homogeneity of variance, respectively. To compare the abundance of extracted MPs among sites, taxa, and feeding modes, a Kruskal-Wallis test followed by Dunn's post hoc analysis was performed. The Mann-Whitney U test was used to examine significant differences in the average number of MPs between organs within each species. A principal component analysis (PCA) was applied to identify the main sources of variation in MPs contamination across species, feeding habits, and sampling sites. Additionally, data on the proportion of macroplastics among anthropogenic marine debris in mangroves and beaches, as well as MPs extracted from mangroves, beaches, the seafloor, and the sea surface at the same study sites (Andrevo, Sarodrano, and Toliara) from Raharinaivo et al. (2025 and in progress) were also considered to assess potential correlations. Pearson or Spearman correlation coefficients were employed to explore relationships between the number of MPs and individual body weight within the three sampling sites, as well as between the proportion of macroplastics and the average concentration of MPs per site.

IV. 3. Results

IV.3.1. Microplastic characteristics

Overall, 60% of collected individuals contained MPs. Among the 630 individuals analyzed, 429 were contaminated with MPs (Fig. IV.2), including 81 individuals of *A. nataliensis*, 41 *H. quadrimaculatus*, 59 *H. parva*, 73 *H. scabra*, 65 *L. harak*, 51 *S. crumenophthalmus*, and 59 *S. sutor*.

Concerning MPs shapes, fibres were the most abundant type of MPs, representing over 95% – and up to 100% in the fish *H. quadrimaculatus* and the sea cucumber *H. parva* – of identified MPs (Fig. IV.3a-b). Most fibres were ingested and primarily located in the gut or central visceral masses (for *A. nataliensis*) of organisms. Fragments, though less abundant, were present in all species except the sea cucumber *H. parva* and the fish *H. quadrimaculatus*, with proportions ranging from 1.12% to 3.33%. Films were observed in the bivalve *A. nataliensis*, sea cucumber *H. scabra*, and the fish *S. sutor*, while foam was detected only in two fishes *L. harak* and *S. sutor*, with maximum proportions of 1.28% and 1.33%, respectively. The herbivorous fish *S. sutor* was the only species containing all MPs shapes (fibre, film, fragment, foam), primarily located in the gut.

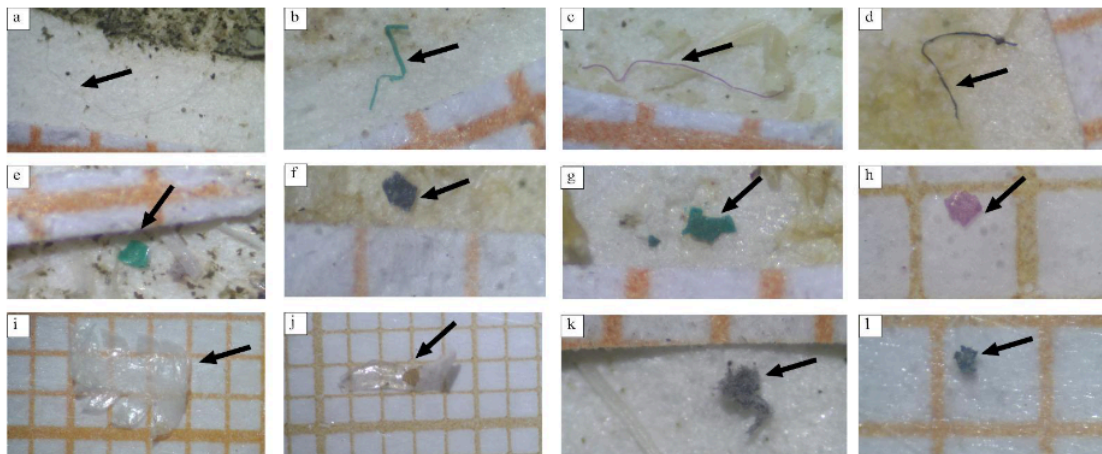


Figure IV.2: Examples of microplastics (black arrow) ingested by marine species collected in southwestern Madagascar. Observed microplastic shapes include fibres (a–d), fragments (e–h), films (i–j), and foams (k–l). Their colors range from transparent/colorless (a, i, j) to pigmented (b, c, e, g, h) and opaque (d, f, k, l).

Regarding colors, 78.71% of the identified MPs were pigmented, 17.39% opaque, and only 3.90% colorless% (Fig. IV.3c). In all species, pigmented MPs were dominant, with proportions

ranging from 55.30% to 99.33% (Fig. IV.3b). Pigmented fibres were predominantly found in the guts of the species, with proportions ranging from 52.75% to 95.35%.

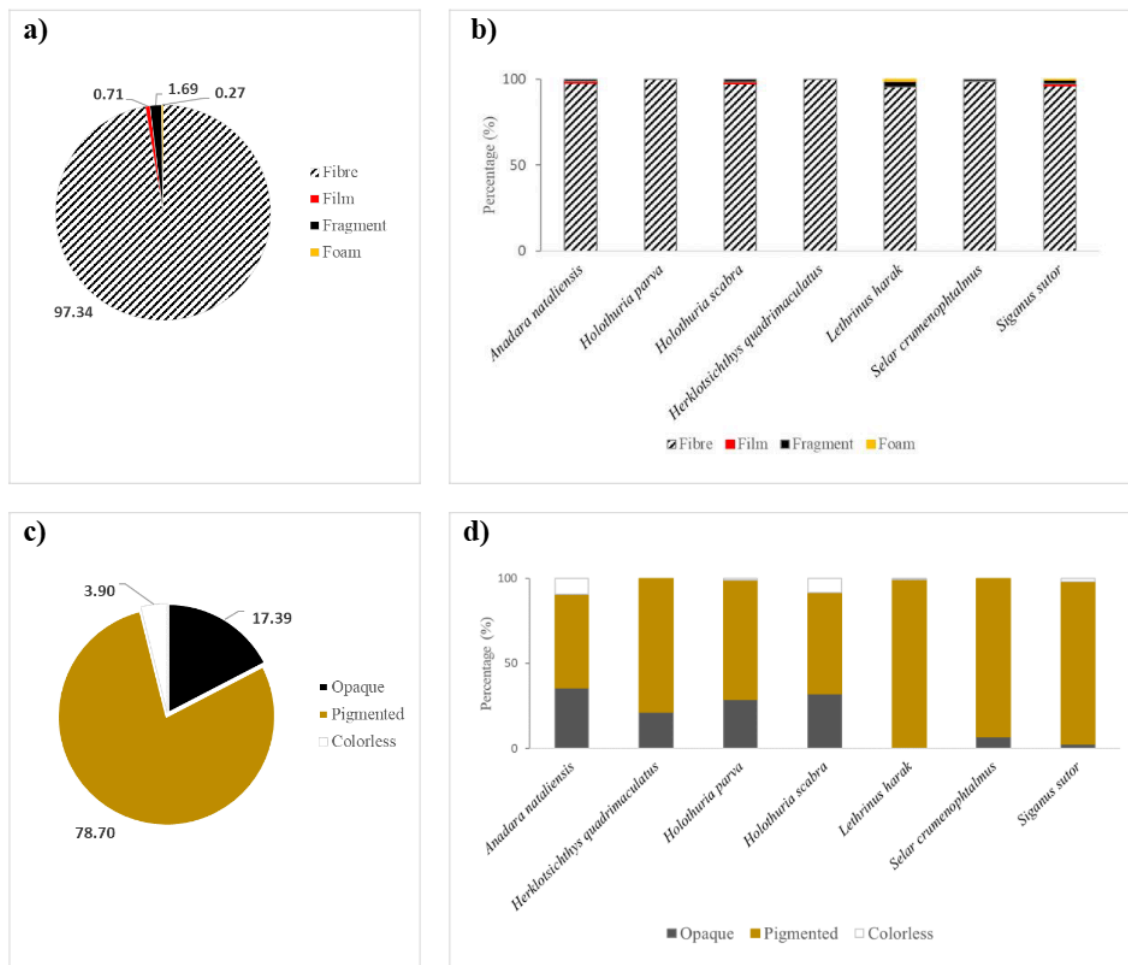


Figure IV.3: Characteristics – shape (a and b) and color (c and d) of microplastics extracted from marine organisms samples

The PCA results revealed two principal components, PC1 and PC2, which together accounted for 91.6% of the total variance (64.2% for PC1 and 27.4% for PC2). The figure IV.4 shows the results of the PCA analyses grouped with (i) the species (Fig. IV.4A), (ii) the feeding modes of the species (Fig. IV.4B) and (iii) the collecting zones (Fig. IV.4C). Any species differentiates evidently from the groupings which are scattered together, the two species where the individual plots are the most widespread are the predator fish *L. harak* and the herbivorous *S. sutor* (Fig. IV.4A). The same pattern is also observed with the feeding mode where there is no evident isolated feeding mode as well as for the three sampling sites. The PCA biplot indicates that two vectors representing the total number of MPs and the number of MPs in the gut are close, forming a small angle, indicating that they are positively correlated which is logical with the

high number of MPs found in the gut. This is also the case for the three vectors representing the ratio of MPs in the gut on the total weight of individuals, of MPs in the gut on the weight of gut, of the total number of MPs on the total weight of the individual.

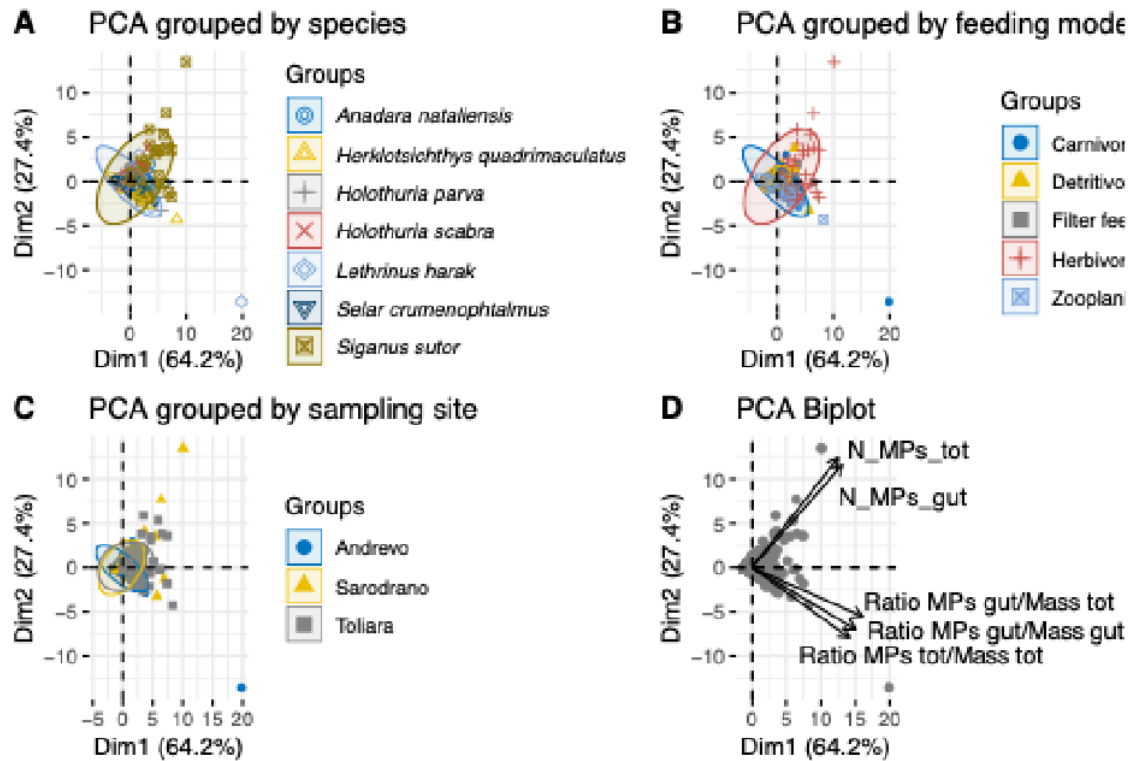


Figure IV.4: Principal component analysis (PCA) of variables related to microplastic (MPs) contamination in considered marine species: *Andara natalensis*, *Herklotsichthys quadrimaculatus*, *Holothuria parva*, *Holothuria scabra*, *Lethrinus harak*, *Selar crumenophthalmus*, and *Siganus sutor*. (A) PCA grouped by species, (B) PCA grouped by feeding mode, (C) PCA grouped by sampling site, and (D) PCA biplot illustrating the contribution of the following variables: total number of MPs (N_MPs_tot), number of MPs in the viscera (N_MPs_gut), ratio of MPs in the viscera to total body weight (Ratio MPs gut/Mass tot), ratio of MPs in the viscera to viscera mass (Ratio MPs gut/Mass gut), and ratio of total MPs to total body weight (Ratio MPs tot/Mass tot). Dim1 and Dim2 together explain 91% of the total variance (Dim1 = 64.2%; Dim2 = 27.4%).

IV.3.2. Microplastics variation between sites

Overall, the frequency of contamination of organisms by MPs is the highest in Toliara with 77.14% of individuals containing MPs, then in Andrevo with 67.43% and finally in Sarodrano with 60%. The average number of MPs per individual is higher in Toliara and almost similar in Andrevo and Sarodrano (Fig. IV.5a, $p < 0.001$). The same trend is observed when the number of MPs is normalized with the weight of the individuals (Fig. IV.5b).

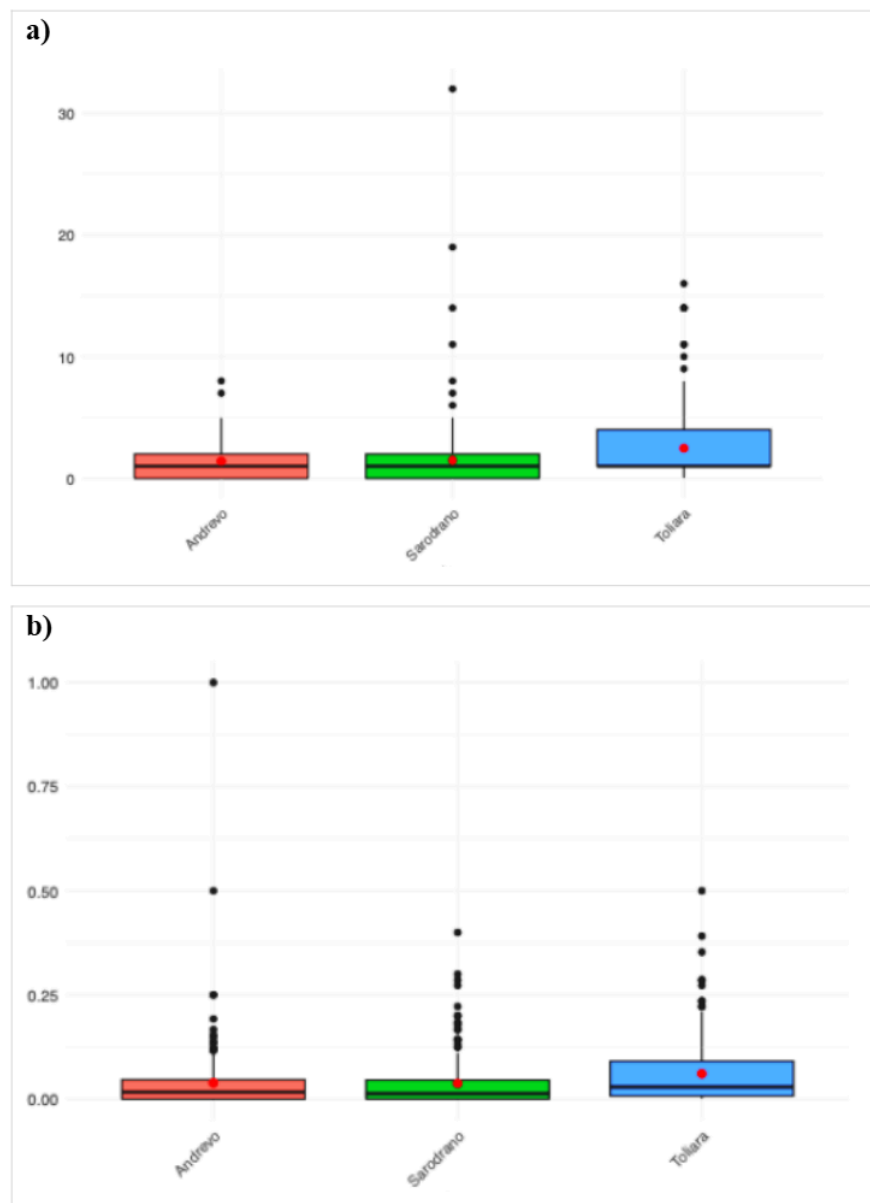


Figure IV.5: Total number of microplastics (MPs) per individual (a) and ratio of total MPs to total body weight (b) across the three study sites: Andrevo, Sarodrano, and Toliara.

For each species, the average number of MPs per individual differed significantly ($p < 0.05$) between the three sites, except for the bivalve *A. nataliensis* and the sea cucumber *H. parva* ($p = 0.22$ and 0.07 respectively). For the sea cucumber *H. parva* and the fish *H. quadrimaculatus*, the highest average number of MPs per individual was found at Andrevo, whereas for the other five species, it was recorded at Toliara. Regarding the lowest average numbers of MPs per individual, they were observed at Toliara for *H. parva*, at Andrevo for *S. sutor*, and at Sarodrano for the remaining five species (Fig. IV.6).

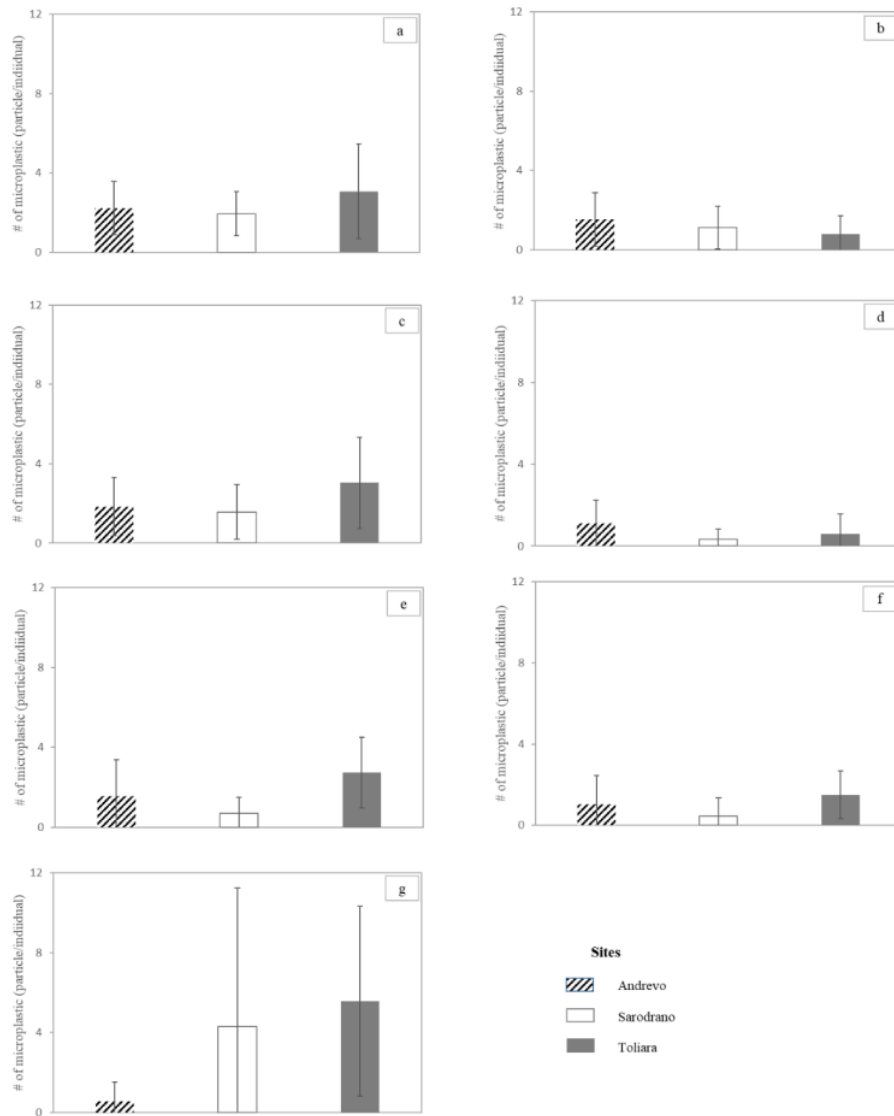


Figure IV.6: Number of microplastics per individual across the three sampling sites Andrevo (hatched), Sarodrano (light grey), and Toliara (dark grey). Considered species: (a) *Anadara nataliensis*, (b) *Herklotsichthys quadrimaculatus*, (c) *Holothuria parva*, (d) *Holothuria scabra*, (e) *Lethrinus harak*, (f) *Selar crumenophthalmus*, and (g) *Siganus sutor*.

In the 2025 study by Raharinaivo et al., Andrevo (north of Toliara) had the highest percentage of anthropogenic marine debris with 42%, then Toliara with 34%, and Sarodrano with the lowest proportion of 24%. Plastics were very abundant within these anthropogenic marine debris, representing 41% in Toliara, 37% in Andrevo, and 22% in Sarodrano (Table IV.1). However, regarding MPs pollution across all compartments (beach, mangrove, seafloor and sea surface), Andrevo recorded the highest mean MPs proportion (37.5%), compared to 34.25% in Toliara and only 28.25% in Sarodrano (Raharinaivo et al., in progress¹¹). Although Toliara has the highest macroplastic contamination, Andrevo experiences more consistent MPs pollution across environmental compartments, while Sarodrano appears to be the least impacted overall. A correlation analysis between macroplastic proportions and average MPs concentrations per site revealed a strong positive correlation ($r = 0.85$), indicating that sites more heavily contaminated by macroplastics may also exhibit higher MPs levels. However, this relationship was not statistically significant ($p = 0.353$).

Table IV.1: Percentage of debris categories by habitat and site in Southwestern Madagascar

Debris category	Habitat	Reference	Percentage (%)		
			Andrevo	Sarodrano	Toliara
Anthropogenic marine debris (>25 mm)	Beach and mangrove	Raharinaivo et al., 2025 ^(a)	42	24	34
Macroplastics (>25 mm)	-	-	37	22	41
Microplastics (<5 mm)	Beach	Raharinaivo et al., in progress ^(b)	37	40	23
	Mangrove	-	40	31	29
	Seafloor	-	36	21	43
	Sea surface	-	37	21	42

(a) Available in “Chapitre II” and (b) available in “Chapitre III”

IV.3.3. Microplastics variation between taxa

In total, 1,127 MPs particles were identified, distributed as follows: 54.39% in fish (5.41% in *H. quadrimaculatus*, 13.31% in *L. harak*, 7.90% in *S. crumenophthalmus*, and 27.77% in *S. sutor*), 26.35% in sea cucumbers (9.23% in *H. parva* and 17.12% in *H. scabra*), and 19.25% in bivalve *A. nataliensis*. Across all sites, *S. sutor* exhibited the highest average number of MPs, with 3.48 ± 5.28 particles individual⁻¹, followed by the bivalve *A. nataliensis* (2.41 ± 1.75 particles individual⁻¹), then the sea cucumbers and other fish species, with *H. quadrimaculatus* showing the lowest number, at 0.68 ± 0.95 particles individual⁻¹ (Fig. IV.7a). However, when normalizing the number of MPs with the weight of the individuals, *S. sutor* (0.08 ± 0.11

¹¹ Voir Chapitre III

particles g^{-1}), *H. quadrimaculatus* (0.06 ± 0.08 particles g^{-1}), and *A. nataliensis* (0.07 ± 0.06 particles g^{-1}) accumulated proportionally more MPs than the other species (Fig. IV.7b).

When considering each site separately, the same trend (fish > sea cucumber > bivalve) was observed except in Andrevo, where sea cucumbers were the least contaminated. These differences in MPs concentrations among the taxa (bivalve, sea cucumber, fish) were significant both across all sites and within each individual site ($p < 0.001$).

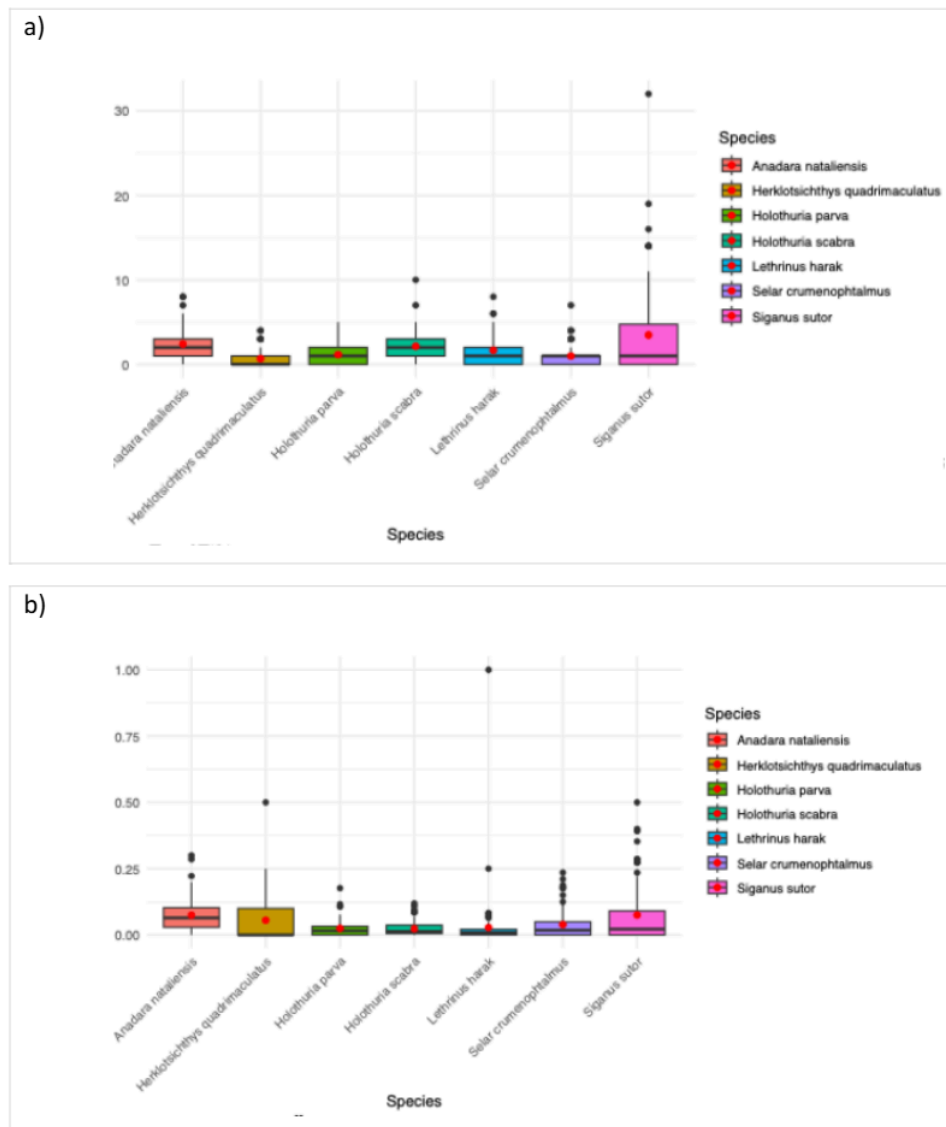


Figure IV.7: Total number of microplastics (MPs) per individual (a) and ratio of total MPs to total body weight (b) for each studied species: *Andara natalensis*, *Herklotsichthys quadrimaculatus*, *Holothuria parva*, *Holothuria scabra*, *Lethrinus harak*, *Selar crumenophthalmus*, and *Siganus sutor*

Across the seven species investigated, the maximum number of MPs identified in a single individual was 32 particles which were observed in herbivorous fish *S. sutor*. For the bivalve, specific analyses showed that although the average number of MPs (particle individual⁻¹) was significantly higher in the central visceral masses than in the gills ($p = 0.02$), the latter exhibited a significantly greater MPs concentration when normalized to those organs tissues wet weight ($p < 0.01$) (Table IV.2). For sea cucumbers, *H. scabra* exhibited a significantly higher MPs number than *H. parva* ($p < 0.001$), but there was no significant difference in the concentration (particles g⁻¹) of MPs between species (Table IV.2). Among fish, the zooplanktivorous species *H. quadrimaculatus* and *S. crumenophthalmus* showed no significant differences in either MPs number or concentration between gills and guts ($p > 0.05$) (Table IV.2). In the carnivorous species *L. harak*, the guts contained a significantly higher number and concentration of MPs ($p = 0.02$ and 0.03 respectively). In the herbivorous *S. sutor*, the gills exhibited a significantly higher MPs number than the guts ($p < 0.001$), but there was no significant difference in the MPs concentration (Table IV.2).

Table IV.2: Average number of microplastics: (a) per individual (mean \pm SD; particles individual⁻¹), (b) per gram of wet gills tissue (mean \pm SD; particles g⁻¹), and (c) per gram of wet gut tissue (mean \pm SD; particles g⁻¹) across the three study sites (Andrevo, Sarodrano, and Toliara), with corresponding p-values indicating statistical differences between sites.

	Andrevo	Sarodrano	Toliara	All sites	p-value
Bivalve					
<i>Anadara nataliensis</i> (a)	2.23 \pm 1.33	1.93 \pm 1.11	3.07 \pm 2.39	2.41 \pm 1.75	0.225
Weight of <i>A. nataliensis</i> central visceral masses (b)	0.81 \pm 0.66	0.53 \pm 0.6	0.56 \pm 0.58	1.49 \pm 1.71	0.873
Weight of <i>A. nataliensis</i> gills (c)	1.57 \pm 1.79	1.65 \pm 2.02	1.24 \pm 1.27	0.63 \pm 0.62	0.110
Fish					
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i> (a)	1.1 \pm 1.12	0.33 \pm 0.48	0.6 \pm 0.97	0.68 \pm 0.95	0.010
Weight of <i>H. quadrimaculatus</i> gills (b)	0.78 \pm 1.58	0.84 \pm 1.73	0.6 \pm 1.28	0.74 \pm 1.53	0.877
Weight of <i>H. quadrimaculatus</i> guts (c)	0.63 \pm 0.7	0.17 \pm 0.45	0.66 \pm 1.16	0.48 \pm 0.85	0.012
<i>Lethrinus harak</i> (a)	1.57 \pm 1.83	0.7 \pm 0.79	2.73 \pm 1.76	1.67 \pm 1.74	6.451E-06
Weight of <i>L. harak</i> gills (b)	0.67 \pm 2.22	0.11 \pm 0.27	0.34 \pm 0.5	0.37 \pm 1.33	0.010
Weight of <i>L. harak</i> guts (c)	1.04 \pm 3.35	0.18 \pm 0.39	0.62 \pm 0.79	0.61 \pm 2.01	0.003
<i>Selar crumenophthalmus</i> (a)	1.03 \pm 1.4	0.43 \pm 0.9	1.5 \pm 1.17	0.99 \pm 1.24	1.19E-04
Weight of <i>S. crumenophthalmus</i> gills (b)	0.3 \pm 0.72	0.24 \pm 0.56	1.12 \pm 1.68	0.55 \pm 1.17	0.021
Weight of <i>S. crumenophthalmus</i> guts (c)	0.48 \pm 0.79	0.33 \pm 0.83	0.83 \pm 0.96	0.55 \pm 0.88	0.004
<i>Siganus sutor</i> (a)	0.57 \pm 0.97	4.3 \pm 6.93	5.57 \pm 4.75	3.48 \pm 5.28	6.925E-07
Weight of <i>S. sutor</i> gills (b)	1.3 \pm 6.07	2.19 \pm 4.03	0.9 \pm 1.21	1.64 \pm 4.48	0.066
Weight of <i>S. sutor</i> guts (c)	0.04 \pm 0.11	0.3 \pm 0.58	3.4 \pm 6.58	0.44 \pm 0.71	1.635E-08
Sea cucumber					
<i>Holothuria scabra</i> (b)	1.83 \pm 1.46	1.57 \pm 1.38	3.03 \pm 2.3	2.14 \pm 1.86	0.017
Weight of <i>H. scabra</i> gut (c)	0.07 \pm 0.08	0.06 \pm 0.06	0.38 \pm 0.73	0.17 \pm 0.44	0.015
<i>Holothuria parva</i> (b)	1.53 \pm 1.36	1.13 \pm 1.07	0.8 \pm 0.92	1.16 \pm 1.16	0.074
Weight of <i>H. parva</i> gut (c)	0.29 \pm 0.32	0.43 \pm 1.35	0.11 \pm 0.15	0.28 \pm 0.81	0.053

IV.3.4. Microplastics variations correlated to the feeding behavior

Based on the diets of the studied organisms, the trend in MPs number per individual followed the order: herbivores > filter feeders > carnivorous > deposit feeders > zooplanktivorous (Fig. IV.8a). Herbivores showed the highest number of MPs, with 3.48 ± 5.28 particles individual⁻¹, while zooplanktivorous showed the lowest number, with 0.83 ± 1.11 particles individual⁻¹ (Fig. IV.8a). However, when considering the MPs-to-weight ratio, zooplanktivorous species showed a lower MPs concentration compared to herbivores and filter feeders, but a higher concentration than carnivores and deposit feeders (Fig. IV.8b).

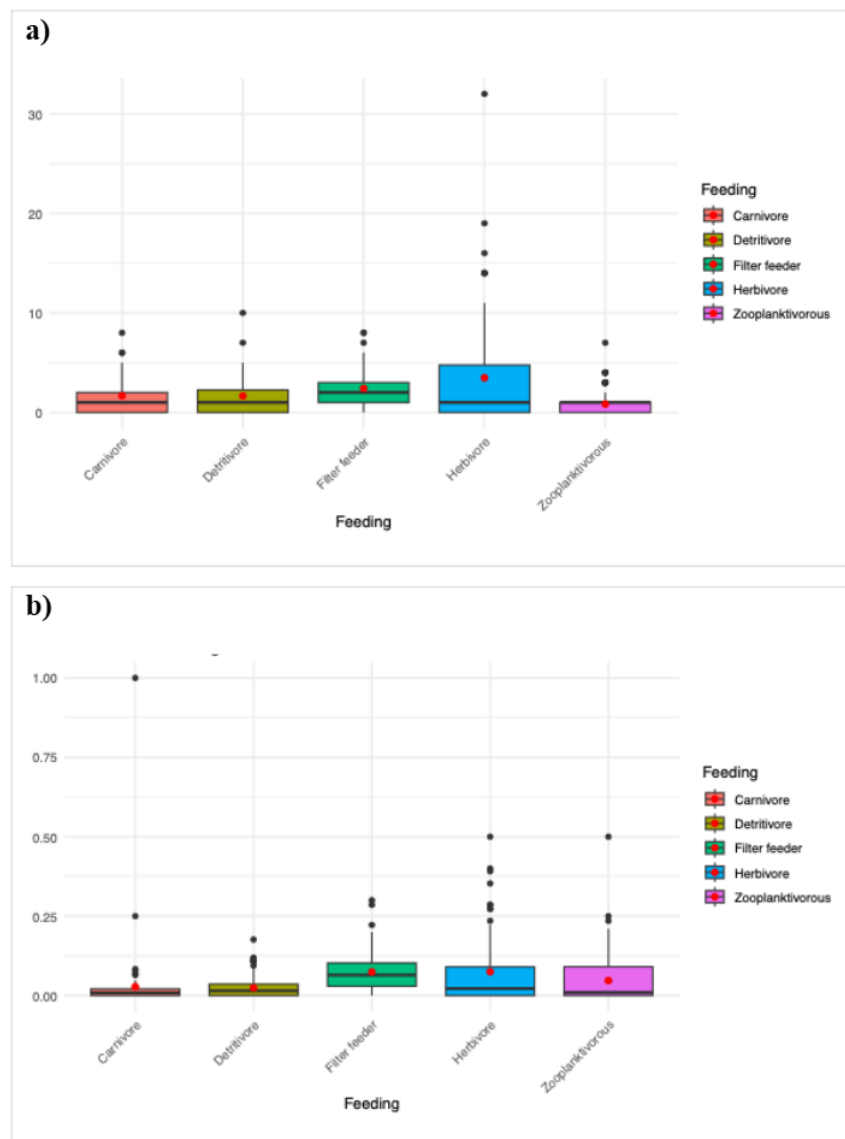


Figure IV.8: Total number of microplastics (MPs) per individual (a) and ratio of total MPs to total body weight (b) across different dietary groups: carnivorous, deposit feeders, filter feeders, herbivores, and zooplanktivorous.

In Sarodrano and Toliara, herbivores and filter feeders were the most contaminated groups (from 1.93 ± 1.11 to 5.57 ± 4.75 particles individual⁻¹), while zooplanktivorous were the least contaminated (respectively 0.38 ± 0.72 and 1.05 ± 1.16 particles individual⁻¹) ($p < 0.001$). In Andrevo, filter feeders, followed by deposit feeders, showed significantly the highest levels (respectively 2.23 ± 1.30 and 1.68 ± 1.41 particles individual⁻¹) of contamination, whereas herbivores showed the lowest (0.57 ± 0.97 particles individual⁻¹) ($p < 0.001$).

IV.3.5. Influence of weight

Variations in biological parameters (weight and size) among the studied species and sampling sites are presented in Table IV.3. *A. nataliensis* showed a relatively stable average total weight (36–40 g), with a slight increase in the weight of the guts and gills in Toliara. Its average total length was also stable (~4.6–4.9 cm), with slightly greater width and height in Toliara. Sea cucumbers exhibited significant disparities, with *H. scabra* being notably larger and heavier than *H. parva*, and showing marked variability in guts weight. As expected, *H. scabra* was consistently larger than *H. parva*. For fish species, *H. quadrimaculatus* was the lightest (~9–18 g) and smallest (~8.8–11.8 cm), while *L. harak* and *S. sutor* showed the widest weight ranges (3–600 g and 2–913 g, respectively) and reached maximum lengths exceeding 30 cm.

Significant differences in individual weight between sites were observed for *H. scabra* ($p < 0.01$), *H. quadrimaculatus* ($p < 0.001$), and *S. crumenophthalmus* ($p < 0.01$), indicating notable intraspecific variability. In all those three cases, individuals from Toliara were heavier on average than those from Andrevo and Sarodrano. In contrast, no significant weight differences were found for *A. nataliensis* ($p = 0.66$), *H. parva* ($p = 0.07$), *L. harak* ($p = 0.99$) or *S. sutor* ($p = 0.44$) across the three sites. There was no clear correlation between the number of MPs and individual body weight within the three sampling sites when analyzed separately ($R < 0.14$). Likewise, no clear correlation was found when analyzing the data by species ($R < 0.17$) or by feeding modes ($R < 0.17$).

Table IV.3: Species collected off three sites (Andrevo, Sarodrano and Toliara) Southwestern Madagascar and analyzed for microplastics ingestion study, with minimal (Min), maximal (Max) and mean for total weight, gut weight, gills weight and size (length, width and height) of specimen. SD: standard deviation.

Location	Taxon	Species	Total weight (g)			Gut weight (g)			Gills weight (g)		
			Min	Max	Mean (SD)	Min	Max	Mean (SD)	Min	Max	Mean (SD)
Andrevo	Bivalve	<i>Anadara nataliensis</i>	18.00	64.00	37.07 (11.62)	0.14	1.02	0.65 (0.20)	0.20	0.97	0.51 (0.18)
	Sea cucumber	<i>Holothuria parva</i>	15.00	110.00	57.73 (23.42)	3.43	18.79	9.01 (3.38)			
		<i>Holothuria scabra</i>	19.00	468.00	204.77 (123.99)	5.90	95.57	45.13 (28.28)			
Fish	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>		11.00	26.00	18.70 (5.43)	0.42	2.56	1.20 (0.51)	0.27	0.78	0.56 (0.17)
		<i>Lethrinus harak</i>	3.00	611.00	149.50 (151.80)	0.09	16.23	3.61 (3.97)	0.06	15.70	3.70 (3.64)
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	26.00	246.00	81.57 (75.34)	0.42	7.03	2.29 (2.11)	0.72	9.05	3.15 (2.73)	
Sarodrano	Bivalve	<i>Siganus sutor</i>	2.00	913.00	118.63 (226.02)	0.22	68.10	10.49 (17.53)	0.02	18.26	2.14 (4.26)
		<i>Anadara nataliensis</i>	10.00	69.00	35.53 (16.81)	0.25	1.97	0.99 (0.50)	0.18	1.07	0.59 (0.26)
	Sea cucumber	<i>Holothuria parva</i>	17.00	113.00	50.17 (24.26)	0.40	20.28	8.73 (5.36)			
<i>Holothuria scabra</i>		44.00	243.00	103.97 (44.56)	13.89	61.57	31.04 (12.13)				
Fish	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>		5.00	15.00	9.13 (2.69)	0.43	3.51	1.41 (0.68)	0.12	1.19	0.28 (0.19)
		<i>Lethrinus harak</i>	29.00	547.00	185.93 (180.46)	0.58	22.74	5.14 (6.08)	0.79	12.99	4.61 (4.36)
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	15.00	28.00	21.30 (2.81)	0.36	1.98	0.69 (0.36)	0.49	1.06	0.81 (0.13)	
Toliara	Bivalve	<i>Siganus sutor</i>	5.00	449.00	82.50 (92.19)	0.73	71.06	12.19 (14.17)	0.10	7.56	1.46 (1.55)
		<i>Anadara nataliensis</i>	14.00	79.00	39.97 (19.46)	0.36	2.68	1.26 (0.69)	0.43	1.90	0.96 (0.37)
	Sea cucumber	<i>Holothuria parva</i>	31.00	145.00	66.83 (28.28)	5.38	26.64	14.34 (6.07)			
<i>Holothuria scabra</i>		42.00	199.00	108.77 (47.17)	1.87	58.72	26.13 (15.23)				
Fish	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>		5.00	16.00	10.23 (3.05)	0.19	2.14	0.84 (0.53)	0.13	1.18	0.37 (0.19)
		<i>Lethrinus harak</i>	36.00	605.00	177.43 (155.40)	0.92	18.16	5.33 (4.76)	0.60	15.20	4.19 (3.53)
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	14.00	74.00	26.40 (17.50)	0.56	2.82	1.19 (0.63)	0.49	3.20	0.98 (0.77)	
	<i>Siganus sutor</i>	6.00	776.00	93.30 (144.03)	0.90	114.46	9.26 (20.20)	0.16	10.96	1.36 (2.07)	

Table IV.3 (next)

Location	Taxon	Species	Total length (cm)			Width (cm)			Height (cm)		
			Min	Max	Mean (SD)	Min	Max	Mean (SD)	Min	Max	Mean (SD)
Andrewo	Bivalve	<i>Anadara nataliensis</i>	4.30	5.70	4.92 (0.40)	2.40	3.80	3.20 (0.29)	2.40	3.70	2.99 (0.37)
	Sea cucumber	<i>Holothuria parva</i>	5.63	13.35	10.53 (1.78)						
		<i>Holothuria scabra</i>	6.07	25.58	16.48 (5.33)						
	Fish	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	9.98	14.37	11.77 (1.37)						
		<i>Lethrinus harak</i>	6.06	36.41	20.73 (6.94)						
		<i>Setar crumenophthalmus</i>	12.82	26.11	17.84 (4.19)						
		<i>Siganus sutor</i>	5.06	40.65	14.35 (9.46)						
		<i>Anadara nataliensis</i>	3.10	6.00	4.66 (0.84)	2.10	4.20	3.18 (0.56)	1.80	25.00	3.57 (4.09)
	Sarodrano	Bivalve	<i>Anadara nataliensis</i>	4.70	15.59	8.57 (2.21)					
Sea cucumber		<i>Holothuria parva</i>	8.55	21.14	13.26 (2.96)						
		<i>Holothuria scabra</i>	7.29	10.91	8.78 (0.95)						
Fish		<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	12.50	31.60	20.40 (6.72)						
		<i>Lethrinus harak</i>	10.70	14.10	12.47 (0.83)						
		<i>Setar crumenophthalmus</i>	7.70	30.80	15.71 (6.14)						
		<i>Siganus sutor</i>	3.10	6.30	4.67 (0.87)	2.40	4.10	3.24 (0.53)	2.00	4.10	2.84 (0.57)
		<i>Anadara nataliensis</i>	7.52	18.53	12.72 (2.96)						
Toliara		Sea cucumber	<i>Holothuria parva</i>	8.39	21.38	14.61 (3.57)					
	<i>Holothuria scabra</i>		7.78	11.50	9.86 (0.97)						
	Fish	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	14.70	34.10	21.96 (6.22)						
		<i>Lethrinus harak</i>	11.44	19.23	13.34 (2.44)						
		<i>Setar crumenophthalmus</i>	6.59	37.97	15.06 (6.97)						
		<i>Siganus sutor</i>									

IV.4. Discussion

IV.4.1. Ubiquity of contamination and characteristics of microplastics

The present study reveals that all studied species were contaminated by MPs. Among the 630 individuals analyzed, 60% showed evidence of MPs contamination, with particles detected in every species examined. The exposure of these species to MPs pollution confirms the widespread presence of plastic pollutants in the marine ecosystems of southwestern Madagascar, consistent with findings reported in other tropical and subtropical regions (A. Lusher et al., 2017; Pourebrahimi and Pirooz, 2023). The habitats of the species studied here — such as mangroves (for *H. parva*), the surface waters (for pelagic fish), and the seafloor (for *H. scabra* and *A. nataliensis*) — in southwestern Madagascar contain MPs originating from both land-based and marine-based sources (Raharinaivo et al., in progress).

The morphological characterization of MPs revealed a dominance of fibres, accounting for more than 95% of the identified particles and reaching up to 100% in fish *H. quadrimaculatus* and sea cucumber *H. parva*. This predominance likely results from the contribution of local activities to marine pollution. Activities occurring in or near aquatic environments tend to amplify specific sources of plastic waste that directly affect these ecosystems (as shown by multiple studies listed in the table I.1). Fibres are frequently reported in the literature as originating from the breakdown of ropes, fishing nets, and synthetic textiles (Apete et al., 2024; Bessa et al., 2019; Chan et al., 2024). Hence, in the context of Southwestern Madagascar, the proximity to urban areas (e.g., Toliara) and both fishing and aquaculture practices likely contribute to the presence of MPs in the marine environment, which in turn leads to the contamination of marine organisms. This over-representation of fibres could be explained by the prevalence of fishing nets in coastal areas exposed to intense anthropogenic activities (Raharinaivo et al., 2025).

Other forms of MPs—namely fragments, films, and foams—were less common but still notable. Fragments, although less abundant (ranging from 1.12% to 3.33%), were detected in all species except *H. parva* and *H. quadrimaculatus*. Films and foams were present at very low proportions (<1.5%). The occurrence of these various shapes highlights the multiplicity of MPs sources in the studied region. These secondary MPs likely result from the fragmentation of packaging materials, foamed plastics, thin films, and rigid plastic items (Andrady 2017; Cole et al. 2011). In this context,

the presence of multiple MPs forms in the herbivorous *S. sutor* may reflect a more diversified exposure, likely linked to its benthic feeding behavior (Lu et al. 2025).

In terms of color, nearly 79% of MPs were pigmented, compared to 17% opaque and only 4% colorless. The dominance of brightly colored particles is consistent with findings from other studies on marine fauna, where such particles are considered potentially more attractive for species having eyes like fish and may be ingested selectively (Botterell et al., 2020; Cole et al., 2013). Due to their coloration (e.g., blue, red, green), MPs can be ingested by fish that mistake them for natural prey (Xiong et al., 2019).

Many studies assert that ingestion is the primary pathway through which MPs enter an organism (Browne et al., 2008; Von Moos et al., 2012). The PCA showed a strong correlation between the total number of MPs and those found in the digestive organs, confirming that ingestion is a major pathway of exposure for the studied species. Here, pigmented fibres were primarily located in the guts (or in central visceral masses in bivalves), with proportions reaching up to 95.35%, which supports the hypothesis of selective or opportunistic ingestion, either directly or via contaminated prey. For the sea cucumbers, we have not sampled the respiratory trees, however, since these animals breathe through this organ which allows seawater to enter the cloaca, it is possible that these organs are also contaminated by MPs. The study of Iwalaye et al. (2020) on *H. cinerascens* confirmed that sea cucumber may also uptake MPs from the environment using the respiratory trees. The presence of MPs in digestive organs poses risks to both marine organisms and humans, particularly through the consumption of whole species such as bivalves and sea cucumbers (Cho et al., 2019; 2021). Experimental studies have shown that MPs ingestion can lead to mortality, physiological, behavioral, or locomotor disturbances, as well as the translocation of particles into the bloodstream or other organs, causing toxicity and internal injuries (Tekman et al., 2022).

IV.4.2. Spatial, behavioral and taxonomic variability

Contamination levels by site followed the trend Toliara > Andrevo > Sarodrano, both in terms of proportion of affected individuals and average number of MPs per individual. Toliara was the most impacted site, with 77.14% of individuals contaminated, followed by Andrevo (67.43%) and Sarodrano (60%). The average number of MPs per individual was highest in Toliara and relatively similar in Andrevo and Sarodrano, a pattern that remained consistent even after normalization by individual body weight. This spatial distribution of MPs in organisms partly reflects the

environmental pollution patterns described earlier (Raharinaivo et al., 2025). According to this study, Andrevo recorded the highest proportion of anthropogenic marine debris (42%), followed by Toliara (34%) and Sarodrano (24%). Macroplastics represented a significant part of this debris, accounting for 41% in Toliara, 37% in Andrevo, and 22% in Sarodrano. However, when considering MPs in the various environmental compartments (beach, mangrove, seafloor, and surface), Andrevo showed the highest average proportion (37.5%), compared to 34.25% in Toliara and 28.25% in Sarodrano (Raharinaivo et al., in progress). This indicates that Andrevo, although less polluted by macroplastics than Toliara, is more consistently contaminated by MPs. In contrast, Sarodrano appears to be the least impacted overall. The correlation analysis between macroplastic proportions and average MPs concentrations per site revealed a strong positive correlation ($r = 0.85$). However, this relationship was not statistically significant ($p = 0.353$), which may be explained by the multifactorial complexity of coastal environments (Rezania et al., 2018). Indeed, sites that are less polluted by macroplastics may still exhibit high levels of MPs. These intersite differences likely reflect variations in local pollution sources, environmental dynamics, and anthropogenic pressures. Variation in MPs levels between sites may be attributed to several factors, including local population density, aquaculture activities, navigation, and tourism (Hartz et al., 2025; Luo et al., 2022). Furthermore, the PCA did not reveal any clear clustering by species, feeding guild, or sites, highlighting the complexity of the factors influencing contamination.

Feeding behavior appears to be a determining factor in the ingestion of MPs by the marine organisms studied. Herbivores and filter feeders exhibited higher contamination levels than carnivores or zooplanktivores, reflecting the direct link between feeding mode and exposure to MPs (Mizraji et al., 2017; Santana et al., 2022). However, in Andrevo, herbivores showed lower contamination levels than filter feeders and deposit feeders, suggesting a possible influence of local MPs availability or food competition. Supporting this situation, Cáceres-Farias et al. (2023) reported that fish had the highest MPs abundance ($75\% \pm 12\%$), followed by molluscs ($90\% \pm 3.5\%$) and crustaceans ($20\% \pm 7\%$).

At the taxonomic level, fish accumulated the majority of MPs (54.39%), followed by sea cucumber (26.35%) and the bivalve *A. natalensis* (19.25%). Based on the average number of MPs per individual, *S. sutor* was the most contaminated species (3.48 ± 5.28 particles/individual), while *H. quadrimaculatus* had the lowest average (0.68 ± 0.95 particles/individual). However, when contamination was normalized to body weight, *S. sutor*, *H. quadrimaculatus*, and *A. natalensis*

exhibited the highest weight-based concentrations. These results align with studies showing that trophic level and feeding strategy influence MPs ingestion (Savoca et al., 2020). The concentration of MPs per individual varies depending on the taxon of the organisms studied, as confirmed by (Wootton et al., 2021). With individuals of highly variable size (ranging from 2 to 913 g), of which 59 were contaminated, *S. sutor* remained the species that accumulated the highest number of MPs (up to 32 particles per individual), regardless of whether body mass was considered or not. It was also the only species in which all MPs shapes identified in this study were found. This is consistent with other studies showing that filter-feeding and benthic organisms are more exposed to the accidental ingestion of MPs (Avio et al., 2017; Phuong et al., 2018). In contrast, particularly pelagic species like *H. quadrimaculatus*, which contained only fibre, exhibited lower contamination rates. This could be explained by their limited interaction with the seafloor—the most contaminated marine compartment in southwestern Madagascar (Raharinaivo et al., in progress).

The distribution of MPs across organs revealed marked species-specific differences. When exposed to MPs, marine organisms may absorb them via the gills or ingest them through the digestive tract (Nanthini Devi et al., 2022). For example, in the bivalve *A. natalensis*, although the absolute number of MPs was significantly higher in the visceral mass, the gills showed a significantly higher concentration (particles/g) as well ($p < 0.01$), suggesting passive contamination through respiration. The higher MPs concentrations in gills might indicate direct filtration of MPs from the water column, as also reported by Jabeen et al. (2017). In fish, differences between organs appeared to be diet-dependent. Specifically, in the carnivorous species *L. harak*, the intestines contained significantly more MPs than the gills ($p = 0.02$ and 0.03), whereas the opposite pattern was observed in the herbivorous *S. sutor* ($p < 0.001$), reflecting different exposure pathways linked to their trophic ecology. Thus, the gastrointestinal tract appears to be the main exposure route for *L. harak*, while the gills are the dominant pathway for *S. sutor*.

IV.4.3. Influence of weight on microplastic contamination

According to the results, certain species such as *H. scabra*, *H. quadrimaculatus*, and *S. crumenophthalmus* showed significant differences in body weight between sites ($p < 0.01$), with individuals generally being heavier in Toliara. However, no significant correlation was found between individual weight and MPs contamination levels, whether analyzed by site ($R < 0.14$), by species ($R < 0.17$), or by feeding guild ($R < 0.17$). Thus, within a given site, species, or feeding

group, smaller individuals (with lower body weight) were found to be just as contaminated by MPs as larger ones. Body weight is therefore not a determining factor in the accumulation of MPs. This aligns with the findings of other studies: for example, Barboza et al. (2020) demonstrated that MPs levels in various wild fish from the Northeast Atlantic does not reflect body size or weight, but are instead related to the nature of the ingested MPs, species metabolism, and duration of exposure. Similarly, in their study on shrimp from the Bay of Bengal, Hossain et al. (2019) reported variability in MPs contamination that was not linked to body size but rather to feeding frequency and microhabitat pollution.

IV.4.4. Conclusion

In conclusion, the present study results reveal widespread contamination by MPs in the marine species studied, indicating contamination of coastal ecosystems and exposing coastal communities to a potential risk via the food chain. This is of particular concern for the SSF and aquaculture on which Madagascar's populations are heavily dependent. The presence of MPs in benthic and pelagic species indicates pollution from both terrestrial and marine sources, reflecting local waste management problems and diffuse marine pollution.

These results call for urgent action on plastic waste reduction and environmental monitoring, particularly in fishing areas and urban coastal areas. Raising local awareness of MPs pollution could encourage more sustainable fishing practices and better waste management.

Chapitre V

Différenciation des microfilaments plastiques d'origine pétrochimique et des microfilaments organiques dans des échantillons environnementaux par SEM-EDX

Publié dans un journal scientifique :

Raharinaivo, Lovasoa Rina, Antoine Batigny, Jean-Marie Raquez, Rosica Mincheva, Carla Bittencourt, Tiandrainy Gédice Fernand Maherizo, Gildas Boleslas Georges Todinanahary, Thierry Lavitra, and Igor Eeckhaut. 2024. "Differentiation of Petro-Sourced Plastic Microfilaments from Organic Microfilaments by SEM-EDX in Environmental Samples." *Marine Pollution Bulletin* 205 (August):116625. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116625>.

Differentiation of petro-sourced plastic microfilaments from organic microfilaments by SEM-EDX in environmental samples

Lovaso Rina RAHARINAIVO^{1,2,5}*, Antoine BATIGNY^{1,5}, Jean-marie RAQUEZ³, Rosica MINCHEVA³, Carla BITTENCOURT⁴, Tiandrainy Gédice Fernand MAHERIZO^{2,5}, Gildas Boleslas Georges TODINANAARY^{2,5}, Thierry LAVITRA⁵, Igor EECKHAUT^{1,5}

¹University of Mons (UMONS) - Research Institute for Biosciences, Biology of Marine Organisms and Biomimetics Unit - 23 Place du Parc, B-7000 Mons, Belgium

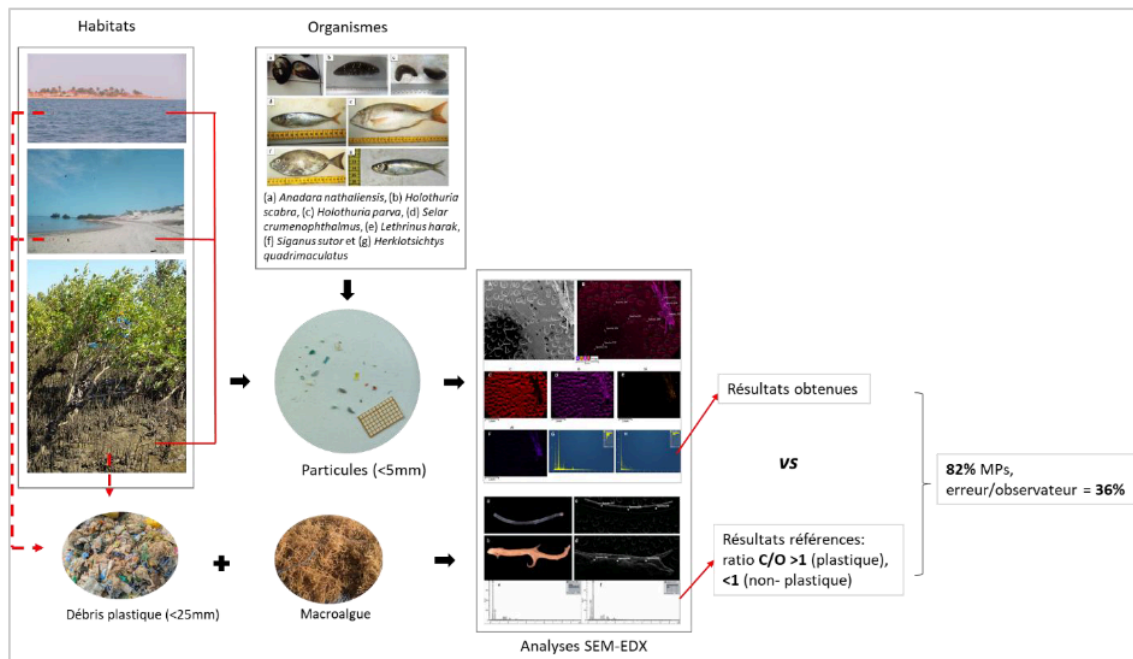
²University of Toliara – Test and Analysis of Materials research team at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), BP 141, Rue Dr. Rabesandratana, Mahavatse II, 601-Toliara, Madagascar

³University of Mons (UMONS) - Laboratory of Polymeric and Composite Materials (LPCM), Center of Innovation and Research in Materials and Polymers (CIRMAP), Place du Parc 20, 7000 Mons, Belgium

⁴University of Mons (UMONS) - Chimie des Interactions Plasma–Surface (ChIPS), Research Institute for Materials Science and Engineering, 7000 Mons, Belgium

⁵Marine Station of Belaza (UToliara-UMons-ULiège) at Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), Saint-Augustin s road, 602— Toliara, Madagascar.

*Corresponding author: raharinaivolovaso@gmail.com, Lovaso.RAHARINAIVO@student.umons.ac.be; ORCID: 0000-0002-2216-5944



Abstract

Quantifying microplastics (MPs) in marine environments is challenging due to the complexities of differentiation from other materials. This study aims to distinguish petro-sourced plastic microfilaments from organic ones in environmental samples using scanning electron microscope coupled with energy dispersive X-ray (SEM-EDX) analysis. Therefore, 38 particles resembling MPs (PRMPs) from sediments and organisms in Madagascar were analyzed. MPs identification thresholds were determined from SEM-EDX analysis of macroplastics and seaweed, the primary sources of microfilaments. SEM-EDX results of the 38 PRMPs were compared with identification/misidentification made by five MPs observation experts. Results indicated that a carbon/oxygen (C/O) ratio >1 distinguished macroplastics and MPs from other sources (seaweed and organic microfilaments). SEM-EDX analysis identified 81.58% of PRMPs as MPs. The average error made by one observer was 36.32%. These findings highlight the need for a method to assess identification error in MPs quantification and recommend SEM-EDX analysis of microfilaments to gauge observer error.

Key words: Madagascar, identification, SEM-EDX, macroplastic, microplastic, ratio

Résumé

La quantification des microplastiques (MPs) dans le milieu marin est complexe en raison des difficultés de leur différenciation avec d'autres matières. Cette étude vise à distinguer les microfilaments plastiques d'origine pétrochimique des microfilaments organiques existants dans des échantillons environnementaux en utilisant la microscopie électronique à balayage couplée à l'analyse par spectroscopie de rayons X à dispersion d'énergie (SEM-EDX). Ainsi, 38 particules ressemblant à des MPs (PRMPs) provenant de sédiments et d'organismes à Madagascar ont été analysées. Les seuils d'identification des MPs ont été déterminés à partir de l'analyse SEM-EDX de macroplastiques et d'algues marines, les principales sources de microfilaments. Les résultats SEM-EDX des 38 PRMPs ont été comparés aux identifications/non-identification réalisée par cinq experts en observation des MPs. Les résultats indiquent qu'un ratio carbone/oxygène (C/O) >1 permettait de distinguer les macroplastiques et MPs des autres sources (algues et microfilaments organiques). L'analyse SEM-EDX a identifié 81,58% des PRMPs comme étant des MPs. L'erreur moyenne commise par un observateur était de 36,32%. Ces résultats soulignent la nécessité d'une méthode pour évaluer l'erreur d'identification dans la quantification des MPs et recommandent l'utilisation de l'analyse SEM-EDX des microfilaments pour déterminer l'erreur des observateurs.

Mots-clés : Madagascar, identification, SEM-EDX, macroplastique, microplastique, ratio

V.1. Introduction

Assessment of microplastic (MPs) pollution is essential for understanding the extent of the problem and for developing effective strategies to manage plastic waste. In marine environments, quantifying MPs is crucial for comprehensively evaluating the impact of plastic pollution on marine ecosystems (Wright et al., 2013). According to Thompson et al. (2004), it is estimated that over 8 million tons of plastic are dumped into the oceans each year, with a significant portion degrading into MPs. These fragments, with sizes less than five millimeters, originate from various sources such as degraded plastic waste (Law and Thompson, 2014), cosmetic products (e.g. Bashir et al., 2021), and synthetic textiles (e.g. Napper and Thompson, 2016). Their color and small size make them easily mistaken for food, leading to ingestion by a wide variety of marine organisms, from small zooplankton to large marine mammals (Gall and Thompson, 2015). This ingestion can result in health, reproductive, and biodiversity issues which, in turn, can lead to the disruption of food chains. Accurately quantifying the concentration, distribution, and type of MPs helps in understanding the extent of contamination and guides conservation and restoration actions for marine ecosystems (Wright et al., 2013). Firstly, quantifying MPs help to identify their primary source, assess their impacts on marine ecosystems and human health (Wright et al., 2013)); and track the evolution of plastic pollution over time and space (Jambeck et al., 2015) . Secondly, public policies and management strategies can be developed and public awareness raised about the need to reduce plastic pollution (GESAMP, 2015).

MP analysis in marine environments relies on a combination of sophisticated collection techniques and analytical methods, with microscopy playing a central role. Collection involves sampling surface waters or waters at different depths, and sampling sediments by coring (Cole et al., 2011). Sample preparation requires density separation, chemical or enzymatic digestion, and filtration (Hidalgo-Ruz et al., 2012). The residues collected after filtration contains diverse debris which includes organic particles of varied shapes, and these can resemble MPs. Therefore, optical microscopy becomes an essential first step in the identification of MPs for quantification and initial classification based on shape (fragments, granules, films, lines, etc.), size, and/or color (Masura et al., 2015). Microscopy offers a level of detail of surface structure and texture unavailable to the naked eye and is crucial in sorting particles in the first instance (Shim et al., 2017). Thereafter,

quantitation is often complemented by other analytical methods for characterization (Fries and Dekiff, 2013).

Different approaches to this characterization have been recently reviewed (Jung et al., 2021; Huang et al., 2023). The most popular strategy for identifying MPs is Fourier-transform infrared (FT-IR) spectroscopy (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Raman spectroscopy (e.g., Zhao et al., 2017), pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry (Pyr-GC/MS) (e.g., Hermabessiere et al., 2018; Watteau et al., 2018), hyperspectral imaging (HIS) (Zhang et al., 2019), proton nuclear magnetic resonance (^1H NMR) spectroscopy (e.g. Peez et al., 2019), and scanning electron microscope SEM coupled with energy-dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDX) (e.g. Karbalaei et al., 2019) were adopted in some studies. Holographic imaging and machine learning (e.g., Bianco et al., 2020) were also used in specific investigations.

While these sophisticated techniques are powerful for identifying MPs, they are challenging to use in quantifying them. The high cost and technical expertise required for some techniques can be a major limiting factor (Ziccardi et al., 2016). Other limitations include measurement errors, sampling biases, and the inability of some methods to detect certain types of polymers. Spectroscopic methods are generally more suited for qualitative identification than precise quantification (Shim et al., 2017). Spectroscopic techniques such as FT-IR and Raman provide information about the chemical composition and nature of polymers, but they do not provide details about the size, shape, or spatial distribution of MPs (Shim et al., 2017). Additionally, the sample matrix can affect spectroscopic results. For example, water, salts, or other substances can alter the spectra obtained, making MPs identification more difficult (Frias and Nash, 2019). Contaminants and biofilms on MPs can complicate their spectroscopic identification as environmental samples may contain a wide variety of materials that can interfere with the analysis (Hidalgo-Ruz et al., 2012). This is particularly true for weathered MPs, such as polystyrene, which can accumulate organic and inorganic substances, including metals (Mao et al., 2020).

Although microscopic identification is a crucial step for quantifying MPs, regardless of the analyses performed on the samples, it also has certain limitations. Determining the characteristics of MPs using a stereomicroscope alone may confuse polymers with inorganic matter, as sampled matrices typically contain natural particles that interfere with the visual detection of MPs (Peez et al., 2019). Song et al. (2015) confirmed that synthetic (e.g., polyester) and natural (e.g., colored

cotton) fibers were difficult to distinguish by microscopy alone. Visual identification and sorting of MPs may be strongly affected by human bias, microscope quality or resolution, sample matrix, and choice of sample treatment (Hidalgo-Ruz et al., 2012). The loss of small particles due to the inability to observe them under a microscope leads to an underestimation of the average size and concentration of MPs (Hartmann et al., 2019). Song et al. (2015) confirmed misidentification of plastic-like particles using microscopy was often over 20%, and >70% for transparent particles. Biogenic materials from sediment and neuston net samples improperly removed by chemical digestion make microscopic observation difficult. For example, digestion with hydrogen peroxide (H₂O₂), which is also a bleaching agent, may make colored plastic particulates less visible and complicate differentiation, particularly for differentiating polyethylene and polypropylene from other residual materials (Zhao et al., 2017). Sample contamination in the workspace (from air dust, clothing, and laboratory glassware) may lead to an overestimation of MPs concentrations during analysis (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

The present study investigates a relatively fast method to differentiate petro-sourced plastic microfilaments from other microfilaments in environmental samples using SEM-EDX analysis and to estimate the error in visual MPs quantification by observers. This work involves analyzing samples containing plastic and organic microfilaments collected from marine sites in southwestern Madagascar over several years. We evaluated the variability of visual identification of particles resembling MPs (PRMPs) by scientific observers and compared the results with those obtained by SEM-EDX. We developed and tested a method to improve accuracy in MPs quantification by characterizing the atomic composition of potential sources of confusion in differentiating MPs from non-plastic particles. Furthermore, we determined the impact of error from visual identification alone and suggested ways to incorporate error prediction into future marine MPs studies.

V.2. Materials and methods

V.2.1. Raw material and PRMPs sampling

Many macroplastics (examples in Fig.V.1a, b and c) found within marine sediments and PRMPs (Fig.V.1d, e and f) extracted from various sediments, water (sea surface) and organisms (sea cucumbers, bivalve and fishes) were sampled from August 2021 to December 2021 to study plastic pollution in southwestern Madagascar. Of the PRMPs, 38 microfilament particles were used in the present analysis. To extract PRMPs from sediments, density separation was performed using a standard method with a concentrated solution of sodium chloride (NaCl), as described by Besley et al. (2017) The sediment sampled was homogenized and dried at 60°C for at least 72h (or more) until its weight was constant. Each 50 g dry sediment was stirred with 200 mL saturated NaCl solution for 2 min. The sediment-NaCl solution settled for at least 6h and filtered to extract particles. Meanwhile, the methods adopted to extract particles from the sea surface and organisms were based on a digestion protocol. The Wicaksono, Patria, and Suryanda (2021) method was adopted for organisms: digestive tracts and gills from dissection were dissolved with potassium hydroxide (KOH) at room temperature (18-21 °C) for 48 h to 72 h. The obtained solution was filtered to extract particles (Fig.V.1g, h and i). Sampled sea surface waters were sieved (mesh size $\leq 300\mu\text{m}$) to facilitate the exclusion of meso- and macro particles. The organic particles in the sieve were digested using H_2O_2 . The obtained solution was filtered to extract particles. In addition, samples of macroplastic L that could be a source of petro-sourced microfilaments (principally fishing nets and ropes illustrated in Fig.V.1a, b, c and Fig.V.2a) were sampled. A fragment of seaweed (e.g., Fig.V.2b), that could be a source of organic filaments with which MPs are confounded, was also sampled. The litter samples collected in the same marine environments as the PRMPs, aimed to create SEM-EDX signatures to help discriminate MPs from organic microfilaments.

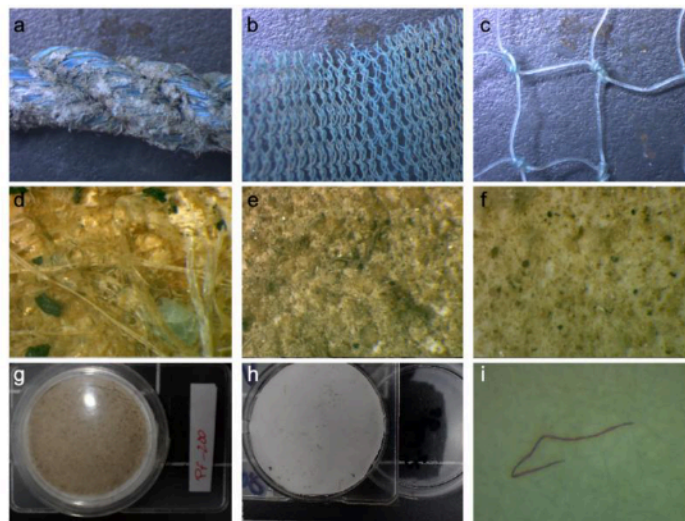


Figure V.1: Samples of macroplastic fragments and microfilament particles selected for SEM-EDX analysis in the present study. With Rope (a) and nets (b and c), macroplastic samples are supposed to be the potential sources of microplastics in the studied marine environment. Additionally, a microfilament (i) was isolated from filter papers (g and h) containing a wide variety of debris from the sea surface (d), mangrove (e) and seafloor (f).

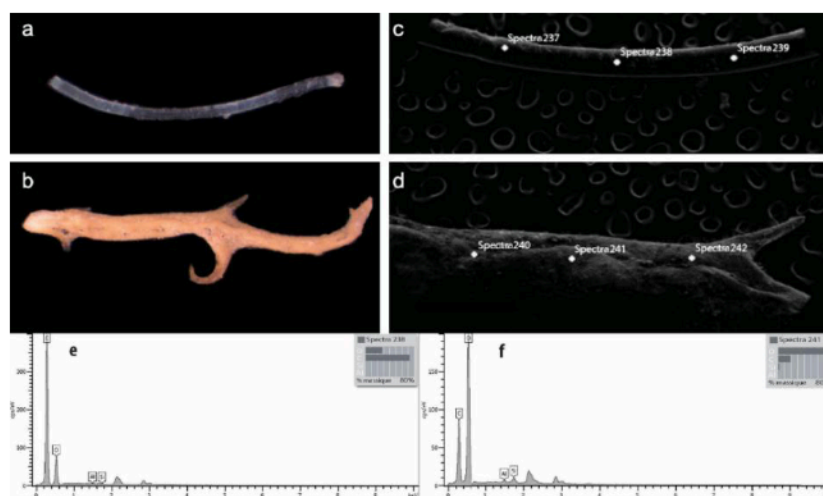


Figure V.2: Comparison of plastic and organic macroscopic samples based on images and atomic composition. Macroplastic fragment sample (a), seaweed fragment sample (b), SEM images showing the random distribution of the three points (c and d), and elementary composition from EDX analysis of spectrum 238 (macroplastic) and spectrum 241 (seaweed) (e). (keV: kilo-electron-volt, cps/eV: counts per second per electron-volt).

V.2.2. SEM-EDX analyses

All samples were mounted on aluminium stubs, coated with gold/palladium in a JEOL JFC-1100E sputter-coater and observed with a Jeol JMS-7200F field emission scanning electron microscope. X-ray microanalysis and elemental mapping were performed using an Oxford X-MaxN EDX equipped with an 80 mm² silicon drift detector. Acquisition conditions on the SEM were 5 kV, 10 mm working distance, and 10s live time acquisition at approximately 15% dead time. The spectra were acquired using AZtec (Oxford Instrument) EDX data processing software.

Firstly, from the 38 samples, we identified two samples that showed no ambiguity regarding their nature: one sample was a MPs and the other was an organic filament. Atomic composition spectra were taken at different points on their surface, and the proportion of 11 atomic elements was determined. After a careful examination of the spectra (see “Results” Section), we observed that the atomic concentration of the following elements: carbon (C), oxygen (O), aluminium (Al) and silicon (Si) differed between the plastic microfilament and the organic microfilament and, accordingly, only those elements were considered in the subsequent analyses.

In the second step, some of the macroscopic detritus (macroplastic and seaweed) were studied to determine their surface atomic composition and to analyze if a reliable difference could be observed between the samples to differentiate them. Two methods of image acquisition have been tested and compared on those samples, to determine the surface atomic composition of the samples: (i) a three-point method and (ii) a polygon method (Fig.V.3; see “Results” section). Three-point of approximately 18µm² and large polygons (squares or rectangles), with size varying according to the sample, were randomly placed on the samples and analyzed to acquire the spectrum data. The method based on the three points distribution gives information on the chemical composition on a very minimal surface. In contrast, the one based on polygon provides information on a broader surface. The two methods were tested on a macroplastic filled with biofouling (Fig.V.3, Table V.1). The data obtained with the three-point method proved to be more accurate because some macroplastic or MPs would be partly covered with organic fouling, biasing the results of the polygon methods (i.e., part of the plastic samples can be identified as organic samples). Therefore, the three-point method was applied to determine the chemical composition of environmental microfilaments. Each element composition value was expressed by the average of the three measurements for each sample.

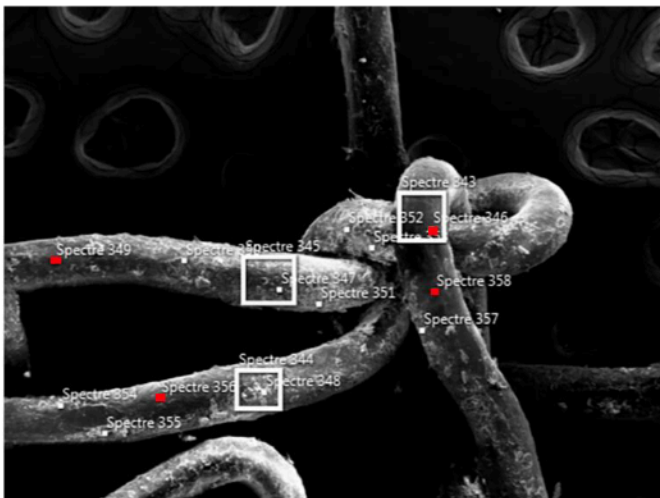


Figure V.3: SEM view of a portion of a fishing net sample tested using the “three points” and “polygon” methods. The fishing net is partially covered with biofouling. Rectangles with a white border indicate the surface tested using the polygon method. Red rectangular spots are points available for the three points method without biofouling. The other spots, covered with biofouling, were used to test the three points method.

Table V.1: EDX results and C/O ratio for the fishing net sample (Macroplastic 3) determined using polygons instead of points to collection.

Selected zone	Sample	Spectra	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	Total (%)	C/O
Homogeneous zone	Macroplastic 3	343	68.83	26.90	1.60	2.67	100.00	2.56
Mixed zone	Macroplastic 3	344	44.57	43.45	4.33	7.65	100.00	1.03
Mixed zone	Macroplastic 3	345	40.50	43.92	5.59	9.99	100.00	0.92

V.2.3. Visual identification of PRMPs and observer’s perceptions

In a third step, we compared the identification/misidentification made by five scientists familiar with MPs on the 38 collected PRMPs. For each PRMPs, the average proportion of C, O, Si, and Al was then determined with SEM-EDX (Fig. V.4) and the C/O ratio of the sample was deduced from the average value of the three points. The determination and comparison of the C/O ratio combined with the presence/absence of Si and Al were adopted to identify differences in the chemical composition between the various PRMPs and to differentiate the nature of the samples (i.e., petro-sourced or organic samples) with the following criteria: a sample was considered a petro-sourced microfilament when the average value of the C/O ratio based on three spectra was >1 (see “Results” section) and a proportion of Si and Al $<1\%$. We then compared the identification made by the five observers with the SEM-EDX results and we evaluated an error related to PRMPs misidentification. For that purpose, optical photos of the PRMPs (see example in Fig. V.1i) were given to the five observers. They had to identify the samples as MPs or as non-MPs (other sources).

The selected observers already had experience in the physical characterization of MPs under a stereomicroscope. They have worked on MPs extracted from sediments (either mangrove, beach, or seabeds), seawater, or organisms (fish or other organisms).

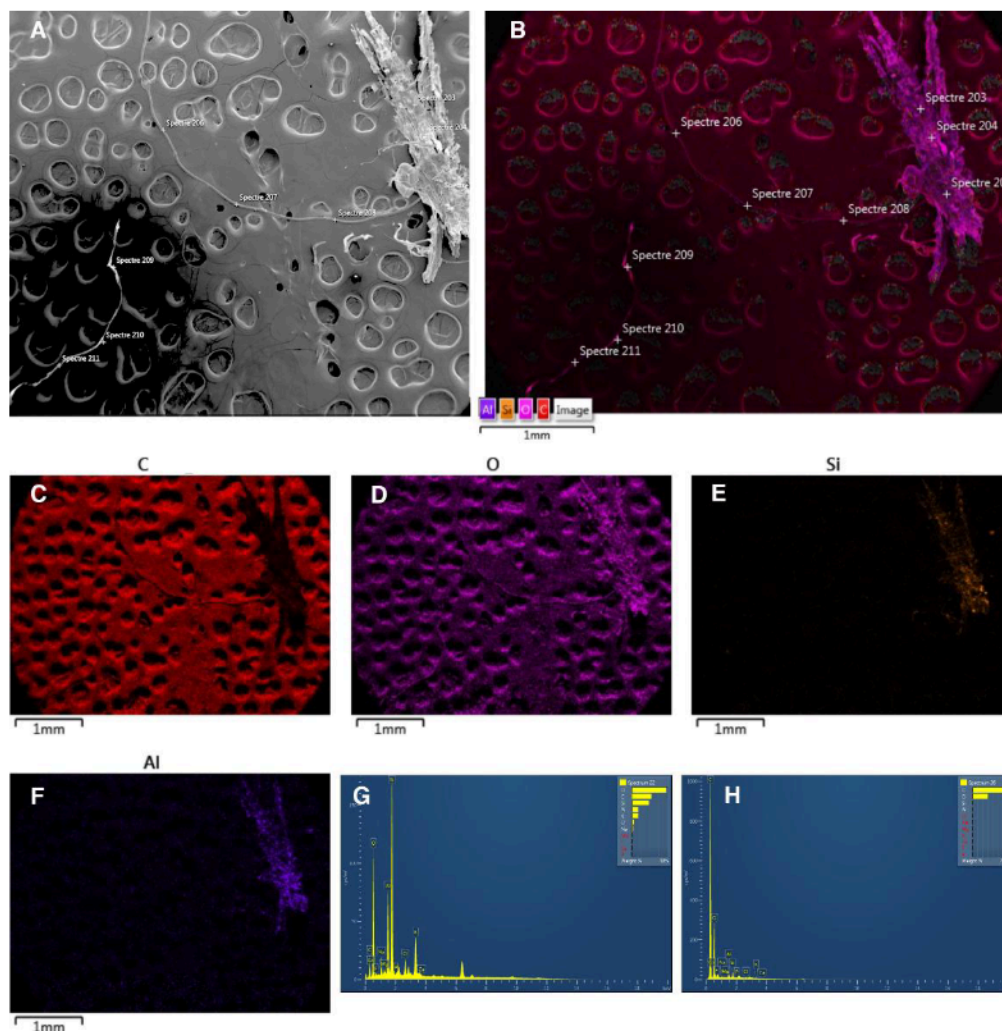


Figure V.4: Scanning electron microscope coupled with energy dispersive X-ray spectroscopy (SEM-EDX) analysis of particles resembling microplastics (PRMPs) and organic samples. (A) Classical SEM view on a stub coated with carbon glue where the samples are fixed. The two samples on the bottom left and center are microplastics (MPs), while the sample on the top right is an organic sample. The various places labelled “Spectre” indicate where the atomic proportions have been analyzed (see panels G and H).

(B) SEM-EDX view of the same samples with a superposition of four colors, with intensity proportional to the percentage of one of the four atoms: C in red, O in pink, Si in yellow, and Al in mauve. The organic sample appears pink, suggesting a high proportion of O, while the color of the two MPs samples is similar to the color of the stub surface, which essentially made of C. (C to F)- Corresponding EDX maps of the sample surfaces showing the intensity of each element's color proportional to the percentage of these atoms. (G and H) Spectral atomic compositions (in %) typical of an organic sample with a high proportion of O and an MP sample with a high proportion of C.

V.2.4. Statistical analysis

To compare the differences in the average proportion of elements (C, O, Na, Mg, Al, Si, F, P and Ca) and the C/O ratio for the material types, statistical analyses were conducted using R version 4.4.0 (R Core Team, 2024) using an alpha value of 0.05. Normality was assessed using Shapiro-Wilk tests, and homogeneity of variance was evaluated using Levene's tests. The Mann–Whitney rank sum test was chosen when a non-parametric test was required (when the normality was not demonstrated). Concurrently, the Student's t-test was adopted as a parametric test for comparisons.

V.3. Results

V.3.1. SEM-EDX analysis

The proportion of 11 atomic elements is typically indicated in SEM-EDX spectra provided for both organic (Fig. V.4G) and petro-sourced (Fig. V.4H) microfilaments from coastal marine ecosystem (examples of typical values in Table S1). The proportion of C is much greater in the spectra of the petro-sourced sample; however, the proportion of O is lower. The proportions of Al and Si <1% in the spectra of the petro-sourced sample but >4% in the organic sample. The proportions of Na and Cl, natural components of marine seawater, were a slightly higher (up to 2%) than the other components (Mg, F, P, K and Ca), which were below 1%. Analysis revealed a significant difference ($p < 0.05$) in the mean proportions of the elements (C, O, Si, and Al) between plastic and organic microfilaments. For O (t-value = -13.99), Si (t-value = -3.54) and Al (t-value = -5.73), the mean proportions are significantly higher for organic microfilaments than for petro-sourced microfilaments. Conversely, the mean proportion of C is considerably lower (t-value = 8.24) for organic microfilaments compared to petro-sourced microfilaments. The difference between these two types of microfilaments can be observed through their SEM-EDX elemental maps. In the SEM view of a stub containing two unambiguous MPs and an organic microfilament, SEM-EDX analysis identified varied color intensities for the elements C, O, Al, and Si. The superposition of four colors (Fig. V.4B), with intensities proportional to the percentage of one of the four atoms (C in red, O in pink, Si in yellow, and Al in mauve), indicates that the organic sample (in pink) has a high proportion of O. In contrast, the color of the two MPs is similar to the stub surface, which is primarily composed of C. The proportion of C is low (indicated by the dark spot in Fig. V.1C) compared to the rest of the stub and the two MPs samples, which appear red.

From three macroplastics samples (two nets and one rope), nine spectra were obtained (three points on three samples), and all spectra presented a C/O ratio >1 (Annexe 3_Table S2). The average proportion calculated from three points on each sample were 5.47 ± 3.46 , 1.89 ± 0.1 , 1.97 ± 1.18 , and 2.01 ± 0.38 (Fig. V.5). Proportions of Si and Al in the nine spectra were lower than 1%. In addition, the results obtained from a macroplastic (a piece of fishing net) with a biofouled surface were inconsistent. For one of the spectra, the C/O ratio was 0.83, while the other two points of the sample showed ratios of 1.89 and 3.19. This “macroplastic 3” exhibited minimal proportions of 2.29% Si and 1.53% Al (Annexe 3_Table S2). Careful analysis of this sample revealed that these

exceptions occurred only when the points were aimed at areas with fouling (Table V.2 and Fig. V.3): the microalgae layer biofouling the fishing net sample was the cause of these results. When biofouling was targeted, the spectra exhibited a C/O ratio <1 and proportions of Al and Si $>1\%$ (Table V.2). For seaweed samples, 100% of the spectra presented a C/O ratio <1 , ranging from 0.22 to 0.66. Proportions of Al and Si varied, with 66.67% and 55.56% of the spectra showing Al and Si values $>1\%$ (Annexe 3_Table S2). Al ranged from 0.62 to 5.93%, while Si ranged from 0.04 to 14.03%. The analysis revealed a significant difference between the C/O ratios of both macroplastic and seaweed samples ($t = 4.0376$, $p = 0.0007$; $p < 0.05$). The C/O is a valuable parameter for distinguishing between macroplastics and seaweed. The macroplastics typically exhibited higher C/O ratios (>1).

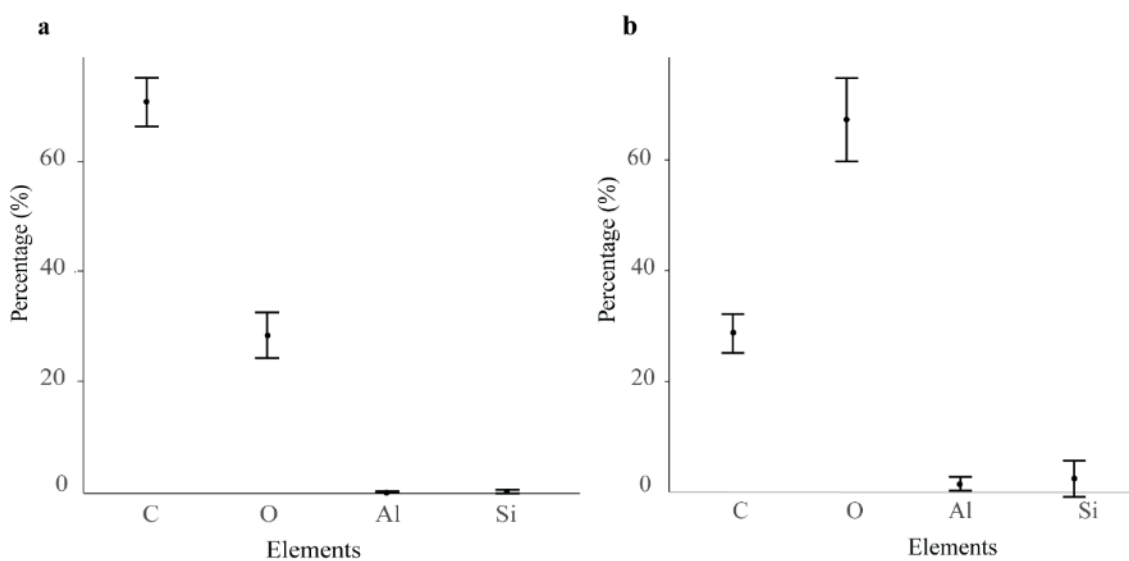


Figure V.5: Elemental composition (carbon C, oxygen O, aluminium Al and silicon Si) for macroplastic and seaweed samples. Mean values are indicated by the center point of each shape, and standard deviation (SD) represented by lines extending above and below each shape. C-macroplastic: $70.78\% \pm 4.41\%$, C-seaweed: $28.68\% \pm 3.51\%$, O-macroplastic: $28.62\% \pm 4.13\%$, O-seaweed: $67.24\% \pm 7.52\%$, Al-macroplastic: $0.25\% \pm 0.14\%$, Al-seaweed: $1.60\% \pm 1.24$, Si-macroplastic: $0.35\% \pm 0.34\%$, and Si-seaweed: $2.47\% \pm 3.27\%$.

Table V.2: Average of elements proportions and C/O ratio for the fishing net sample (Macroplastic 3) from a second SEM-EDX analysis, categorized by zones: macroplastic (M) or biofouling(B)

Zone	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	C/O (%)
B	33.52 ± 5.90	47.20 ± 5.70	6.30 ± 2.30	12.98 ± 5.39	0.72 ± 0.17
M	67.07 ± 16.58	25.27 ± 8.39	2.76 ± 3.06	4.90 ± 5.63	3.07 ± 1.59

V.3.2. Visual identification of microplastics and observer's perceptions

The analysis of the 38 PRMPs shows that 31 samples (81.58%) had a C/O ratio <1, indicating petro-sourced microfilaments (Table V.3). The remaining seven particles (18.42%) had C/O ratios less than 1 and showed the presence of Al and Si. This confirmed difference in the observers' perceptions and a predominance of MPs among samples. Observers agreed on the identification of 16 PRMPs (42.11%) and disagreed on 22 samples (57.89%) (Fig. V.6 and Annexe 3_Table S4). Among the consistently identified samples, 34.21% were MPs and 7.89% were non-MPs. Each observer identified >50% of the samples as MPs, averaging 64.74% (approximately 24 samples). The first observer identified 76.32% of PRMPs as MPs, whereas the second identified 57.89% as MPs (Fig. V.6, Table V.4, Annexe 3_Table S4.).

Table V.3: Surface composition, C/O ratio, and identification results for the 38 filament particles isolated from PRMPs (sp_n) extracted in environmental samples of southwestern Madagascar. Results confirmed whether the PRMP was identified as a microplastics (MPs) or not (Other).

ID_sample filament particles	Mean_C (%)	Mean_O (%)	C/O	Identification result
sp_1	63.39	35.97	1.76	MPs
sp_2	66.37	31.15	2.13	MPs
sp_3	70.86	28.69	2.47	MPs
sp_4	64.10	35.46	1.81	MPs
sp_5	28.61	55.08	0.52	Other
sp_6	47.63	36.41	1.31	MPs
sp_7	58.64	40.95	1.43	MPs
sp_8	70.48	29.38	2.40	MPs
sp_9	53.83	45.20	1.19	MPs
sp_10	41.91	54.70	0.77	Other
sp_11	56.43	41.05	1.37	MPs
sp_12	62.38	37.21	1.68	MPs
sp_13	84.55	14.45	5.85	MPs
sp_14	64.49	34.26	1.88	MPs
sp_15	67.95	31.58	2.15	MPs
sp_16	67.52	31.19	2.16	MPs
sp_17	42.16	53.11	0.79	Other
sp_18	52.24	44.87	1.16	MPs
sp_19	5.81	51.32	0.11	Other
sp_20	45.59	39.56	1.15	MPs
sp_21	57.43	41.87	1.37	MPs
sp_22	61.48	37.10	1.66	MPs
sp_23	68.42	31.38	2.18	MPs
sp_24	61.95	37.46	1.65	MPs
sp_25	51.98	46.67	1.11	MPs
sp_26	49.29	48.06	1.03	MPs
sp_27	64.69	35.14	1.84	MPs
sp_28	81.32	17.92	4.54	MPs
sp_29	41.48	55.68	0.74	Other
sp_30	51.51	43.92	1.17	MPs
sp_31	53.52	42.21	1.27	MPs
sp_32	55.59	41.78	1.33	MPs
sp_33	9.01	50.34	0.18	Other
sp_34	55.52	42.78	1.30	MPs
sp_35	72.23	27.66	2.61	MPs
sp_36	60.22	34.97	1.72	MPs
sp_37	46.64	50.44	0.92	Other
sp_38	80.48	17.40	4.63	MPs

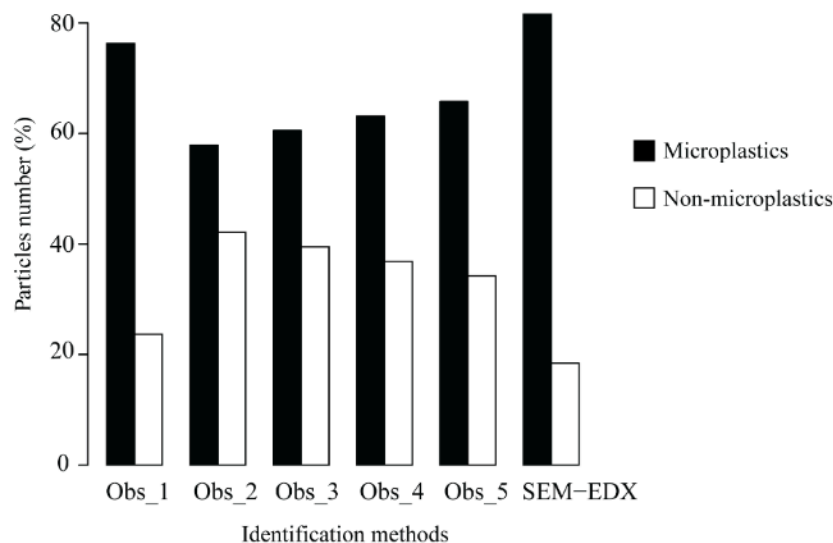


Figure V.6: Percentage of microplastics and non-microplastics identification from optical photo analysis by five observers (Obs_1 to Obs_5) and scanning electron microscope coupled with energy dispersive X-ray (SEM-EDX) analysis for the 38 filament particles isolated from PRMPs extracted in environmental samples of southwestern Madagascar.

Table V.4: Error deducted from the difference between results of optical photo analysis and SEM-EDX analysis.

Method	Observer	Sample identified as microplastic (%)	Total error (%)
Visual observation	1	76.32	36.84
	2	57.89	42.11
	3	60.53	36.84
	4	63.16	34.21
	5	65.79	31.58
EDX		81.58	0.00

Upon comparing visual observations with SEM-EDX results, it was found that only 31.58% of the observations by scientists were correlated with SEM-EDX: 28.95% of the samples were classified as MPs, and 2.63% as non-MPs. Observers slightly underestimated the number of MPs, with SEM-EDX identifying 81.58% of the samples as MPs compared to a maximum of 76.32% by observers. Considering that SEM-EDX correctly identified the PRMPs, the total identification error by individual observers ranged from 31.58% to 42.11%, with an average error rate of 36.32% (Table V.4).

V.4. Discussion

The quantification of MPs in marine environments poses challenges due to the complexities of distinguishing them from other materials. While visual examination remains the most common method, its limitations, including false identifications, emphasize the need for complementary techniques. Most quantifications of MPs in the marine environment are made by visual examination of concentrated samples, which remains an obligatory step when there are lots of particles to be examined (see e.g. Hidalgo-Ruz et al., 2012 for review). Abundances of MPs can reach over 77,000 items m^{-2} in sediment samples and from 8×10^{-5} to 5 items m^{-2} in sea surface samples (in Hidalgo-Ruz et al., 2012 's review of 68 studies). Due to this abundance, quantification of MPs requires well-designed protocols for reliable environmental estimations. Careful visual sorting (with a stereoscopic microscope) of residues is necessary to count the plastics from other materials. The difficulty of determining MPs with no specific color is well known (Song et al., 2015; K  ppler et al., 2015). Previous analyses using stereomicroscopy have reported the false identification of materials (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Jung et al., 2021). Visual examination of MPs can be complemented by SEM-EDX which can provide further information on the surface atomic composition (Jung et al., 2021). SEM has the advantage of being able to visualize hundreds of nanometer-sized particles in a short time, however, as with stereomicroscopy, it can confuse plastic particles with other particles. By coupling SEM with EDX, one can determine the surface atomic composition of the particles under study. This method allows the differentiation of carbon-dominant plastics from potential sources of interference (Gniadek and D  browska, 2019). In this study, we investigate the effectiveness of SEM-EDX in improving the accuracy of MP quantification. We were interested in plastic microfilaments found in the studied field in Madagascar. We used standard methods to collect MPs on filters, and these were mixed with non-plastic debris and fragments, sometimes very similar in shape and color, making the quantification of MPs with stereomicroscopes difficult. The present approach proposed to couple visual identifications with SEM-EDX to estimate the error made by visual observations. To do that, the potential sources that could give rise to plastic microfilaments were first collected, and macroplastics (nets and ropes) were collected from the studied sites. The SEM-EDX spectra were compared to those of organic microfilaments that can be formed by fragmentation of seaweed. Seaweed was chosen as the main organic source as the studied sites was close to seaweed farming

sites where the red seaweeds *Kappaphycus alvarezii* (Doty) Doty ex P.C. Silva, 1996 and *Euchema denticulatum* (N.L.Burman) Collins & Hervey, 1917 are cultivated.

Our results have shown a significant difference in the C/O ratio between macroplastic and seaweed. By analyzing the EDX spectra it was estimated that the C/O ratio of plastics was always >1 while that of seaweed was always <1 . As observed in the collected macroplastic litters, the higher C and O content in macroplastics supported their petro-sourced origin, likely from fishing nets and ropes. Based on this SEM-EDX results for macroplastics, it was possible to distinguish petro-sourced microfilament from other microfilaments: a microfilament with a C/O ratio >1 was classified as an MPs (Table III.3). Our working hypothesis was therefore, to consider that these ratios (C/O) were similar at the level of the microfilaments and that they could distinguish a petro-sourced origin from another. One of the weaknesses of the present approach is not having collected all the potential sources of non-petro-sourced microfilaments (e.g. other organisms present within the site), which is relatively impossible. It is thus currently difficult to estimate whether the method proposed in this work is specific to the work proposed in the specific framework that we have pursued or whether this method could be applied in a more collegial manner. However, our “C/O ratio” hypothesis is supported by previous reports. Gniadek and Dąbrowska (2019) observed that organic particles are those rich in Ca, Mg, and strontium (Sr), while MPs are particles rich in C, Cl, S and titanium (Ti). These authors showed the carbon-dominant concentration in plastic material. In the same way, Zuccarello et al. (2019) determined MPs as particles containing a high C proportion when estimating the concentration of MPs in mineral water. Mortula et al. (2021) also used SEM-EDX and confirmed large C and O concentrations in plastic particles. Hence, a high percentage of C is typically observed in plastic materials and indicates the presence of polymeric materials in the samples. Some plastics are easy to identify with SEM-EDX, for example, Polyvinyl Chloride (PVC), due to the presence of Cl easily detected by SEM-EDX (Wang et al., 2017; Mortula et al., 2021). However, we did not detect Cl in our samples as the main sources of the MPs were fishing nets and ropes made from other Cl-free polymers. Referring to the SEM-EDX results, over 80% of the samples were classified as MPs. Results from the five scientists were slightly underestimated the identified MPs, with the highest identification rate being 76%. The average error made by one observer was about 36%. This finding highlights the importance of having a method to consider the global error made in counting MPs in any given environment. The method proposed here is not too time-consuming and many samples can be

observed in SEM-EDX. In analyses aimed at quantifying MPs, we suggest to determine error on the visual observations.

V.5. Conclusion

SEM-EDX has frequently been regarded as having limited significance in characterizing of MPs. However, as shown here, although this method is less efficient than Raman spectroscopy and FT-IR for the identification of the chemical nature of MPs, it can be used to distinguish petro-sourced particles from other particles. The SEM-EDX can analyze several samples placed on supports (stubs) that can be introduced at the same time into the observation chamber of the SEM, which allows the analysis of several samples in a short time. High-quality and high-magnification images of particles can be obtained. The visual quantification of MPs, which has been widely used in many studies to date, is marred by multiple errors, including errors due to human interpretations and the variability that can be found between different observers. However, when coupled with SEM-EDX, visual quantification can help in preliminary sample separation. The SEM-EDX results can help train observers to decrease the error due to a visual quantification.

Chapitre VI

Discussion générale

Afin de contribuer à la lutte contre la pollution par les plastiques en milieu marin à Madagascar, cette étude évalue l'état de la pollution plastique dans le milieu marin du sud-ouest de l'île en relation avec les activités de pêche et d'aquaculture (algoculture et holothuriculture). Au début, nous nous sommes intéressés aux macrodébris qui sont directement issus des activités de pêche et d'aquaculture. Connaissant l'impact que les MPs peuvent engendrer dans l'environnement marin et voulant affirmer que les MPs secondaires dans un lieu pourraient résulter de la fragmentation des macrodébris plastiques de ce même lieu, nous avons analysé la contamination par les MPs dans les sédiments et dans l'eau tout en identifiant les sources des principaux types des MPs. Ensuite, pour mesurer l'ampleur de la contamination, nous avons caractérisé l'ingestion des MPs chez diverses espèces marines. Mais, réalisant la difficulté de différencier les microfilaments synthétiques (plastiques) de ceux qui sont organiques présents dans les échantillons environnementaux lors de leur caractérisation, nous avons proposé une méthode de différenciation de ces particules via l'analyse SEM-EDX ce qui a permis d'avoir une estimation de l'erreur faite lors de nos quantifications.

Cette étude a permis de fournir les premières données sur la pollution par les plastiques du milieu marin au sud-ouest de Madagascar ce qui, nous l'espérons, inspirera de futures recherches, et donnera des informations utiles sur les mesures nécessaires pour gérer les déchets plastiques. Cette étude confirme la contribution de la pêche et de l'aquaculture villageoises dans la pollution marine, cependant il est intéressant de discuter de ces résultats dans le contexte national tout en gardant en vue que la durabilité des activités marines est indispensable pour les communautés locales.

VI.1. L'état de la pollution marine dans le sud-ouest est-il représentatif à l'échelle de Madagascar ?

VI.1.1. Occurrence des débris plastiques (macro- et microplastiques) dans les écosystèmes marins et côtiers du sud-ouest de Madagascar

VI.1.1.1. Pollution marine par les macrodébris plastiques

Les écosystèmes marins et côtiers du sud-ouest de Madagascar sont affectés par la pollution macroplastique (Chapitre II). Au niveau des plages exposées aussi bien que dans les mangroves, les macroplastiques dominent plus de la moitié des débris identifiés. Ils sont pour la plupart des objets souples incluant des objets à usage unique (e.g. sachets, emballages alimentaires) qui sont des débris non encore gérables localement, car non recyclables dans le centre de tri de déchets à Toliara. Les résultats de suivi des débris marins effectués dans sept pays de l'océan indien dans le cadre de projet avec WIOMSA ont révélé aussi la dominance de ces débris souples (emballages) dans les sites d'études (Saloma et al., 2019). Cette tendance régionale commune est en rapport à une mauvaise gestion des déchets et à l'accès limité à des alternatives aux plastiques à usage unique, qui contribuent considérablement (60-95%) à la pollution marine globale (Geyer et al., 2017 ; Morales-Caselles et al., 2021).

Nous avons démontré que ces macroplastiques sont issus soit de la consommation domestique, soit des activités de pêche. Les types de débris plastiques tels que les bouteilles, cordages, filet de pêche, fragment de moustiquaire et grille, sont en lien direct avec les SSF et les CBA. Les zones de pêche et les zones périurbaines constituent des sources majeures de macrodébris aussi dans d'autres régions tropicales (Jambeck et al., 2015). La présence de déchets issus de la pêche (ALDFG) issue des pratiques locales prouve une responsabilisation insuffisante des pêcheurs et un manque de solutions pour la récupération des déchets en mer ou sur les lieux de débarquement. Les macrodébris marins sont fortement liés à la pêche mal encadrée (Richardson et al., 2019). L'importante proportion de macroplastiques dans les mangroves indique non seulement une accumulation prolongée, mais aussi la présence des risques (e.g. enchevêtrement, étranglement d'espèces) pour la biodiversité et pour les services écosystémiques fournis par ces habitats (protection du littoral, zone de nurseries).

La détection de MPs collecté dans le sud-ouest confirme l'omniprésence de ces particules dans l'eau, les sédiments, et les réseaux trophiques. La prévalence des filaments parmi les MPs extraits des sédiments, de l'eau et des organismes démontre une contribution indirecte, mais significative des activités halieutique et aquacole locales. La prévalence des fragments plastiques en second lieu signifie que la source des MPs peut en effet être à la fois terrestre et marine. Dans le contexte du sud-ouest de Madagascar, les MPs présents dans les écosystèmes marins et côtiers peuvent être issus de la fragmentation des macrodébris plastiques (exposés aux UV et à l'abrasion), des apports continentaux par ruissellement et érosion côtière, des rejets directs dans le milieu marin, ainsi qu'au transport par les courants marins ou les dépôts atmosphériques (Zhang et al., 2020).

Les résultats indiquent également des différences entre les sites d'étude, possiblement liées à des multiples facteurs comme l'hydrodynamisme, le niveau d'urbanisation côtière ou la proximité des zones de pêche. La bioaccumulation de MPs ou d'additifs chimiques adsorbés peut compromettre la qualité sanitaire des produits de la mer (A. Lusher et al., 2017). La contamination de produits halieutiques destinés à la consommation ou à l'exportation pourrait à terme affecter la santé humaine ainsi que l'économie locale.

VI.1.2. Vulnérabilité du sud-ouest de Madagascar face aux débris marins

La région du sud-ouest de Madagascar est particulièrement vulnérable à l'accumulation de déchets marins. Bordée par le canal de Mozambique et exposée aux courants sud équatoriaux, la zone peut accumuler les débris marins flottants en provenance des régions distantes (Afrique de l'Est, îles voisines). Par ailleurs, les activités humaines locales contribuent considérablement à cette pollution marine. La croissance des agglomérations littorales, couplée à l'absence de systèmes efficaces de collecte et de traitement des déchets, entraîne des rejets directs ou indirects en mer, par ruissellement ou érosion.

Les écosystèmes marins et côtiers sont d'une grande importance écologique, mais sont connus comme étant très sensibles à la pollution plastique. Ces habitats marins constituent des pièges naturels pour les macrodébris, et les déchets s'y accumulent en altérant les structures physiques, et perturbent les fonctions écologiques essentielles, telles que la reproduction ou l'alimentation des espèces marines (Gall and Thompson, 2015). Par exemple, les mangroves en retenant les débris se retrouvent victime des enchevêtrements de plastiques. Les récifs coralliens,

quant à eux, sont exposés aux MPs en suspension, qui peuvent obturer leurs polypes des coraux ou être ingérés par les organismes benthiques (invertébrés et poissons), causant ainsi des effets délétères sur la santé des organismes (Hall et al., 2015). Bien que riches et diversifiés, ces organismes marins se trouvent menacés par une pollution persistante, surtout dans les zones à forte pression halieutique.

Sur le plan socio-économique, le sud-ouest est largement dépendant des ressources marines pour la subsistance et l'économie locale. La pêche artisanale est l'activité principale d'une grande proportion de la population et les autres activités génératrices de revenus (algoculture et holothuriculture) existants sur le littoral sont aussi pratiquées en milieu marin. La contamination des produits halieutiques par les MPs, comme l'a révélé cette étude (chapitre IV), compromet la sécurité alimentaire et la qualité des ressources marines, tant pour la consommation locale que pour l'exportation. L'impact potentiel des MPs sur la santé humaine notamment par leur ingestion ou par adsorption d'additifs chimiques n'a pas encore été évalué à Madagascar, alors que c'est un enjeu majeur ailleurs (Barboza et al., 2020 ; Ding et al., 2020).

Au-delà des écosystèmes, les impacts potentiels sur la santé humaine demeurent préoccupants. Bien que peu étudiés à Madagascar, les travaux internationaux démontrent que les micro- et nanoplastiques peuvent être ingérés via les produits de la mer et se retrouver dans différents tissus humains, avec des effets suspectés sur l'inflammation, le stress oxydatif et le système endocrinien (Leslie et al., 2022 ; Ragusa et al., 2022). Dans une région où les populations dépendent fortement des ressources marines pour leur alimentation et leurs revenus, ce risque sanitaire, bien que non documenté localement, ne peut être négligé.

Une gouvernance environnementale limitée est encore observée dans la région. Ceci est, marqué par un manque de décision politique spécifique concernant la lutte contre les débris marins, par l'absence de dispositifs de récupération à la mer, et par la faiblesse des contrôles sur la gestion des déchets en zones côtières même si des initiatives locales (e.g. Nettoyage plages, sensibilisations et recherche d'alternative aux plastiques) existent. Au niveau national, Madagascar a signé la Convention MARPOL et d'autres instruments internationaux, mais leur application sur le terrain reste marginale (UNEP, 2020). Les aires marines protégées et les initiatives communautaires peinent encore à intégrer la gestion des déchets plastiques dans leurs plans de gestion, malgré leur potentiel mobilisateur à l'échelle locale.

VI.1.3. Comparaison des méthodes et résultats disponibles

Concernant la caractérisation des macrodébris, cette étude s'est basée sur les protocoles du manuel de suivi des déchets marins africains (Barnardo & Ribbink, 2020) élaboré par le Sustainable Seas Trust (SST), ceux du GESAMP (2019), et les lignes directrices NOAA (Lippiatt et al., 2013), adaptés aux réalités de Madagascar. Les macrodébris ont été quantifiés par densité d'items (nombre d'articles par m²), sans mesure de masse. Cela permet une standardisation minimale, bien que d'autres unités soient utilisées dans d'autres études et que des écarts méthodologiques persistent d'une étude à l'autre.

Peu d'études tropicales combinent simultanément les plages et mangroves comme dans le cas présent, ce qui rend cette approche plus intégrée et représentative de la diversité des milieux côtiers. Aussi, les études sur les macrodebris marins visant à évaluer l'importance des activités de pêche et aquaculture ne sont pas habituelles. La prise en compte spécifique des usages des débris (pêche, aquaculture, domestique) permet une meilleure compréhension des sources. Raison pour laquelle, un ajustement de la méthode de classification des débris selon leur usage a été nécessaire

L'importance des plastiques souples et la contribution significative des activités halieutiques à la pollution observée sont cohérentes avec les résultats d'autres régions côtières fortement exploitées, comme les Philippines ou le Sénégal, où les engins de pêche représentent jusqu'à 50 % des déchets marins (Richardson et al., 2019; Jambeck et al., 2015).

Concernant les MPs, l'approche méthodologique adoptée dans cette étude a reposé sur des techniques éprouvées de prélèvement et d'extraction des MPs dans les différentes matrices environnementales (sédiments, eau) et biologiques (organismes marins). Les sédiments ont été prélevés dans des quadras, l'eau à l'aide de filets neuston et les espèces marines collectées *in situ* avec l'aide des pêcheurs locaux. L'extraction des MPs s'est basée sur la séparation par densité (avec NaCl) pour les sédiments, et sur la digestion chimique (avec H₂O₂ ou KOH) pour les échantillons biologiques et l'eau, conformément aux recommandations dans les protocoles (Kovač Viršek et al., 2016; Besley et al., 2017; GESAMP, 2019; Wicaksono et al., 2021).

Cependant, bien que ces techniques soient standardisées, elles comportent certaines limites : la détection est peu efficace pour les MPs < 100 µm, et des confusions avec des particules organiques (e.g. algues, fibres naturelles) restent possibles sans validation spectroscopique. Contrairement à certaines études, qui utilisent des techniques de spectroscopie infrarouge (FT-IR)

ou Raman pour l'identification chimique des polymères (Shim, Hong, and Eo, 2017), ces outils restent difficilement accessibles aux laboratoires du Sud, en raison de leur coût élevé et des besoins en expertise.

En outre, rares sont les études combinant l'analyse des MPs à travers plusieurs habitats et sur plusieurs espèces de différents niveaux trophiques, comme cela a été fait dans le présent travail. Cette approche permet une meilleure compréhension de la contamination globale de l'écosystème, au-delà des espèces exploitées. Les résultats obtenus ici sont comparables au niveau de contamination rapportée dans d'autres régions tropicales (Golfe de Guinée, Asie du Sud-Est), bien que la variabilité intersites et interespèces reste une constante dans la littérature (Barboza et al., 2019). Le profil des MPs observés — dominance des fibres (liés aux engins de pêche) et fragments colorés (issus de déchets domestiques ou industriels) — reflète une origine anthropique mixte, locale et diffuse.

L'un des points forts de la présente étude est sa couverture écologique, spatiale et biologique. Elle a été menée dans plusieurs habitats (plage, mangrove, fond et surface) du sud-ouest de Madagascar et a considéré des espèces de divers taxons et régime. Cette diversité d'échantillonnage renforce la robustesse de l'évaluation. Toutefois, il faut reconnaître qu'elle présente plusieurs limites. Parmi ces limites est l'absence de caractérisation chimique des polymères pour les MPs extraites des organismes ; l'analyse limitée des sources des MPs à cause de la faiblesse de la base de données que nous avons construite sur la pollution plastique à Madagascar ; l'étude est centrée sur une seule région de Madagascar ; le suivi sur une courte durée, sans prise en compte des variations saisonnières. A travers ces limites sont reflétées les contraintes techniques et logistiques auxquelles les chercheurs dans les pays du Sud font souvent face. Il y a besoin de renforcement des capacités analytiques nationales à travers des collaborations régionales ou des plateformes partagées, et promouvoir voire prioriser le financement de projet sur la pollution marine.

VI.2. La réutilisation des déchets plastiques dans les communautés villageoises : solution ou problème pour la réduction de pollution marine ?

La valorisation des déchets plastiques est de plus en plus évoquée comme des solutions potentielles pour atténuer la pollution. Toutefois, l'efficacité de ce type de recyclage et leur impact réel posent question.

Dans le sud-ouest de Madagascar, la réutilisation locale des déchets plastiques est courante, notamment dans les contextes de pêche artisanale et d'aquaculture. Des objets usagés issus de déchets domestiques sont récupérés et intégrés aux activités halieutiques (détails dans chapitre II). Inversement, les débris générés par la CBA sont parfois valorisés pour des usages domestiques. Les fragments de grille issus des enclos d'holothuriculture ou des tables de séchage des algues, et les fragments de filet de pêche sont réutilisés localement comme clôture.

En effet, la réutilisation des objets favorise la responsabilisation locale, renforce le sentiment d'appropriation des enjeux environnementaux, et peut quelquefois générer des revenus alternatifs, notamment par la vente de plastiques recyclables (ex : bouteilles PET...). Ce type de valorisation est présenté comme une stratégie d'atténuation à faible coût, favorisant la responsabilisation communautaire et parfois la création de microrevenus. Dans d'autres pays, des projets de recyclage bien intégrés aux activités de pêche finissent par réduire l'abandon de déchets à la mer. Par exemple le programme Fishing for Litter, lancé en 2000 aux Pays-Bas et déployé au Royaume-Uni et ailleurs, a montré que la sensibilisation des pêcheurs et la logistique associée encouragent le ramassage des déchets marins (Nguyen and Brouwer, 2022).

Malgré ces bénéfices potentiels, de nombreuses limites freinent l'efficacité réelle de cette pratique. La ville de Toliara possède un seul centre de tri, et la plupart des initiatives de transformation dans les zones rurales restent informelles, artisanales et non rentables. Sur le terrain, il a été observé que les objets recyclés dans les activités de pêche finissent souvent à nouveau dans l'environnement, contribuant à un cycle de pollution continue. Ce phénomène soulève la question du « greenwashing » : le recyclage est mis en avant comme une solution alors qu'il sert parfois à masquer l'absence de gestion réelle des déchets. Par ailleurs, la gestion des ALDFG reste un problème majeur. Si dans le cadre de certains projets comme GloLitter, des actions de collecte et de transformation de ces ALDFG seraient proposées, les volumes resteraient faibles par rapport aux quantités perdues chaque année. Le recyclage, dans sa forme actuelle, ne

suffit pas à contenir le flux de pollution plastique généré par les SSF (Richardson et al., 2019; A. Lusher et al., 2017).

La transformation peut jouer un rôle utile, mais seulement s'il s'inscrit dans une approche intégrée en combinant avec prévention et réglementation. Les programmes de sensibilisation (des pêcheurs et ménages côtiers) doivent être accompagnés par des régulations limitant les plastiques non recyclables (sachets, filets jetables), de la promotion d'alternatives durables (ex. : filets biodégradables) et des engins réutilisables, ainsi que des incitations économiques pour favoriser la récupération et la valorisation des déchets (systèmes de consigne, subventions au transport des plastiques vers les villes). Par exemple, en Indonésie, des politiques nationales de réduction des déchets plastiques et une approche intégrée ont été formalisées dès 2018-2019, combinant collecte, tri au port et stations de traitement, permettant de réduire significativement les flux plastiques vers les océans (World Bank, 2021 ; Wang et al., 2022).

La mise en place d'un cadre politique national spécifique pour la gestion des déchets plastiques liés aux activités de pêche et d'aquaculture est indispensable. Celui-ci devrait inclure le recyclage, la collecte à la source, la responsabilisation des producteurs et usagers (principe de responsabilité élargie du producteur - REP, cf. OCDE, 2016), ainsi que la possibilité d'interdiction de certains produits problématiques, comme l'a fait le Chili en 2019 avec l'interdiction des sacs plastiques à usage unique dans les zones côtières (Frey and Cifuentes, 2024).

Conclusion générale

En conclusion, la présente étude constitue une contribution à la compréhension de la pollution plastique (macro- et MPs) dans les écosystèmes côtiers du sud-ouest de Madagascar, une région où la dépendance des communautés locales à la pêche artisanale (SSF, « small-scale fisheries ») et à l'aquaculture villageoise (CBA, « community-based aquaculture ») est particulièrement marquée. Les résultats obtenus mettent en évidence que la contamination par les plastiques est généralisée et concerne à la fois les habitats naturels (plages, mangroves, fonds marins et surface de la mer) ainsi que les organismes marins (poissons, bivalves et concombres de mer). La prédominance des débris MPs secondaires souligne l'importance de la fragmentation des macrodébris abandonnés ou rejetés dans le milieu marin. Cela se traduit par un problème de gestion des déchets solides depuis les terres vers la mer dans la région.

Sur le plan écologique, la contamination plastique constitue une menace directe pour la biodiversité côtière et marine, notamment dans des écosystèmes vulnérables comme les récifs coralliens, les herbiers et les mangroves, qui assurent des fonctions écologiques essentielles. Sur le plan socio-économique, elle pourrait avoir des conséquences préoccupantes pour les communautés locales dont la sécurité alimentaire et les moyens de subsistance reposent largement sur l'exploitation des ressources halieutiques et aquacoles. La présence de microplastiques dans des espèces de consommation courante met en évidence un risque de transfert trophique le long de la chaîne alimentaire, avec des implications potentielles sur la santé humaine encore largement méconnues dans le contexte malgache. L'accumulation des débris au niveau des écosystèmes marins et côtiers produit en outre une nuisance esthétique dans la région, susceptible d'impacter le tourisme, secteur émergent, mais stratégique.

Les analyses ont révélé aussi une dominance de débris plastiques témoignant de la croissance des importations de ces matières dans le pays et du changement progressif des habitudes de consommation des Malgaches. Les débris liés à la pêche et à l'aquaculture occupent une place importante dans la pollution de la région, conséquence du développement de ces activités et surtout de l'absence de solutions alternatives viables et de la faible sensibilisation des populations aux enjeux de la pollution plastique. Une diversité importante de formes, couleurs et tailles de MPs, ainsi que des origines multiples, à la fois terrestres (mauvaise gestion des déchets domestiques, collecte et traitement inefficaces) et marines (engins de pêche perdus ou abandonnés, cordages, flotteurs, filets) a été révélée. Cette diversité illustre le caractère systémique du problème, où se

conjuguent pressions anthropiques locales, importations de plastiques à usage unique, absence de solutions alternatives et faible sensibilisation des populations encore.

Face à ce constat, la promotion d'équipements de pêche plus durables, tels que des filets et flotteurs biodégradables, pourrait réduire l'apport direct d'engins de pêche à la pollution marine. L'amélioration de la gestion des déchets, par l'installation de points de collecte dans les villages, le renforcement des infrastructures de traitement et le développement d'initiatives de recyclage adaptées au contexte local, constitue une priorité. De même, des campagnes de sensibilisation et de formation des communautés de pêcheurs et d'aquaculteurs favoriseraient une meilleure appropriation des pratiques de gestion durable des déchets. Enfin, la réduction des plastiques à usage unique, par des politiques publiques limitant les importations et encourageant l'utilisation d'alternatives locales comme les bioplastiques, représente une option envisageable et nécessaire.

Sur le plan méthodologique, cette étude a mobilisé l'imagerie électronique (SEM-EDX) pour la caractérisation des MPs. Bien que cette méthode soit moins précise que des techniques spectroscopiques de référence comme Raman ou FT-IR pour l'identification chimique, elle s'est révélée utile pour distinguer les particules d'origine pétrolière et traiter efficacement les échantillons. Elle constitue également un outil pédagogique intéressant, réduisant les biais d'interprétation associés aux observations visuelles au stéréomicroscope. Toutefois, cette approche présente certaines limites qui invitent à une combinaison méthodologique dans de futurs travaux.

Si ce travail représente une première étape fondamentale dans l'évaluation de la pollution plastique en lien avec les activités de SSF et de CBA dans le sud-ouest de Madagascar, il met également en évidence plusieurs limites et complexités qui ouvrent des perspectives de recherche futures telles que :

- ✓ La détermination des facteurs environnementaux et anthropiques influençant la contamination par macro- et MPs, en considérant les paramètres physiques (courants, houle, sédimentation), chimiques et biologiques.
- ✓ La comparaison de la contamination des organismes aquacultivés et sauvages, afin d'évaluer si certaines pratiques d'aquaculture pourraient réduire ou au contraire amplifier l'exposition aux plastiques. Pour la sécurité alimentaire, des expérimentations en aquaculture contrôlée, par exemple sur des espèces locales

comme *Siganus sutor*, pourraient tester si certaines conditions d'élevage réduisent l'exposition aux MPs et donc les risques de contamination de la chaîne alimentaire.

- ✓ L'analyse de la contamination de la colonne d'eau en complément de celle des sédiments et organismes, afin de mieux comprendre les flux verticaux de MPs.
- ✓ Le recours à des moyens de suivi plus avancés, incluant la télédétection, le traçage par marqueurs chimiques ou isotopiques, et la modélisation des courants marins pour prédire la dispersion des débris.
- ✓ La compréhension des dynamiques saisonnières et interannuelles de la pollution, notamment l'effet des périodes cycloniques ou de fortes précipitations qui favorisent le transfert terre-mer des déchets. L'enrichissement de la bibliothèque IR afin d'avoir une base de données pouvant faciliter l'identification des sources de plus de MPs présente dans le milieu.

En complément, les axes transversaux suivants méritent d'être développés :

- Approfondissement spatial et écologique : élargir l'analyse à d'autres habitats sensibles (herbiers marins, estuaires), d'autres régions de Madagascar (nord, est) et à une diversité plus grande d'espèces, y compris celles non exploitées, mais essentielles pour le fonctionnement des réseaux trophiques.
- Études écotoxicologiques : évaluer les effets physiologiques, comportementaux et reproductifs des plastiques sur les espèces locales, ainsi que les risques de bioaccumulation et de transfert trophique.
- Impacts socio-économiques : documenter l'effet de la pollution plastique sur la pêche, l'aquaculture et la sécurité alimentaire, en mobilisant des approches interdisciplinaires.
- Recherche participative et gouvernance : impliquer les communautés locales dans le suivi (science citoyenne), renforcer l'éducation environnementale et explorer les mécanismes de gouvernance intégrée des zones côtières.

En effet, les résultats de cette étude rappellent que la pollution plastique dans le sud-ouest de Madagascar est un enjeu à la fois environnemental, socio-économique et sanitaire, qui nécessite une approche systémique et interdisciplinaire. Sa gestion ne peut se limiter à des actions locales, mais doit s'inscrire dans une stratégie nationale et régionale de lutte contre la pollution plastique,

associant acteurs publics, communautés locales, organisations de la société civile et partenaires internationaux.

La mise en place de solutions durables, adaptées aux réalités locales, constitue un impératif pour concilier la préservation des écosystèmes marins avec le maintien des moyens de subsistance des communautés. Ce défi appelle des efforts conjoints de recherche scientifique, d'innovation technologique, de sensibilisation sociale et de gouvernance inclusive, afin d'assurer un avenir durable pour les écosystèmes et les populations du sud-ouest de Madagascar.

Références bibliographiques

A

- Abidli, Sami, Youssef Lahbib, and Najoua Trigui El Menif. 2019. “Microplastics in Commercial Molluscs from the Lagoon of Bizerte (Northern Tunisia).” *Marine Pollution Bulletin* 142 (May): 243–52. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.048>.
- Abidli, Sami, Salha Zaidi, Ridha Ben Younes, Youssef Lahbib, and Najoua Trigui El Menif. 2023. “Impact of Polyethylene Microplastics on the Clam *Ruditapes Decussatus* (Mollusca: Bivalvia): Examination of Filtration Rate, Growth, and Immunomodulation.” *Ecotoxicology* 32 (6): 746–55. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02683-2>.
- Acampora, Heidi, Qamar A. Schuyler, Kathy A. Townsend, and Britta Denise Hardesty. 2014. “Comparing Plastic Ingestion in Juvenile and Adult Stranded Short-Tailed Shearwaters (*Puffinus tenuirostris*) in Eastern Australia.” *Marine Pollution Bulletin* 78 (1–2): 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.009>.
- Acarer Arat, Seren. 2024. “An Overview of Microplastic in Marine Waters: Sources, Abundance, Characteristics and Negative Effects on Various Marine Organisms.” *Desalination and Water Treatment* 317 (January): 100138. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100138>.
- ADEME. 2023. “Les grandes familles de plastiques.” *ADEME Infos*. <https://infos.ademe.fr/magazine-juin-2023/dossier/les-grandes-familles-de-plastiques/>.
- Akhtar, Romana, Mohd. Yaseen Sirwal, Khalid Hussain, Mudasir A. Dar, Mohd Shahnawaz, and Zhu Daochen. 2022. “Impact of Plastic Waste on the Coral Reefs: An Overview.” In *Impact of Plastic Waste on the Marine Biota*, edited by Mohd. Shahnawaz, Manisha K. Sangale, Zhu Daochen, and Avinash B. Ade. Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-981-16-5403-9_13.
- Ameen, Hazeena M., Rohini P, Maha Madhu, Rajani V, and Ayona Jayadev. 2024. “Impact of Microplastic (MP) Pollution in Seagrass Ecosystem.” *Current World Environment* 19 (1): 46–56. <https://doi.org/10.12944/CWE.19.1.5>.
- Anastasopoulou, Aikaterini, Manca Kovač Viršek, Dubravka Bojanić Varezić, et al. 2018. “Assessment on Marine Litter Ingested by Fish in the Adriatic and NE Ionian Sea Macro-Region (Mediterranean).” *Marine Pollution Bulletin* 133 (August): 841–51. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.050>.
- Anderson, Kelli. 2016. *Marine Conservation Project Science Report, Phase 153*.

- Andrady, Anthony L. 2011. “Microplastics in the Marine Environment.” *Marine Pollution Bulletin* 62 (8): 1596–605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- Andrady, Anthony L. 2017. “The Plastic in Microplastics: A Review.” *Marine Pollution Bulletin* 119 (1): 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>.
- Apete, Larisha, Olwenn V. Martin, and Eleni Iacovidou. 2024. “Fishing Plastic Waste: Knowns and Known Unknowns.” *Marine Pollution Bulletin* 205 (August): 116530. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116530>.
- Arindra Putra, Muhamad Gilang, Neviaty Putri Zamani, Nyoman Metta Natih, and Syawaludin Alisyahbana Harahap. 2021. “Relationship Between Characteristics of Marine Debris and Impact to Coral Reef.” *Jurnal Ilmiah Perikanan Dan Kelautan* 13 (1): 11–19. <https://doi.org/10.20473/jipk.v13i1.18896>.
- Avio, Carlo Giacomo, Lara Roberta Cardelli, Stefania Gorbi, David Pellegrini, and Francesco Regoli. 2017. “Microplastics Pollution after the Removal of the Costa Concordia Wreck: First Evidences from a Biomonitoring Case Study.” *Environmental Pollution* 227 (August): 207–14. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.066>.
- Avio, Carlo Giacomo, Stefania Gorbi, and Francesco Regoli. 2015. “Experimental Development of a New Protocol for Extraction and Characterization of Microplastics in Fish Tissues: First Observations in Commercial Species from Adriatic Sea.” *Marine Environmental Research* 111 (October): 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>.

B

- Baley, Christophe, Christine Chauvin, Gwénaél Maguer, et al. 2021. *Mer et Littoral : Un Bien Commun ?*
- Barbier, Edward B., Sally D. Hacker, Chris Kennedy, Evamaria W. Koch, Adrian C. Stier, and Brian R. Silliman. 2011. “The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services.” *Ecological Monographs* 81 (2): 169–93. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>.
- Barboza, Luís Gabriel A., Andrés Cózar, Barbara C. G. Gimenez, Thayanne Lima Barros, Peter J. Kershaw, and Lúcia Guilhermino. 2019. “Macroplastics Pollution in the Marine Environment.” In *World Seas: An Environmental Evaluation*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00019-X>.

- Barboza, Luís Gabriel A., Clara Lopes, Patrícia Oliveira, et al. 2020. “Microplastics in Wild Fish from North East Atlantic Ocean and Its Potential for Causing Neurotoxic Effects, Lipid Oxidative Damage, and Human Health Risks Associated with Ingestion Exposure.” *Science of The Total Environment* 717 (May): 134625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>.
- Barboza, Luís Gabriel Antão, A. Dick Vethaak, Beatriz R. B. O. Lavorante, Anne-Katrine Lundebye, and Lúcia Guilhermino. 2018. “Marine Microplastic Debris: An Emerging Issue for Food Security, Food Safety and Human Health.” *Marine Pollution Bulletin* 133 (August): 336–48. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>.
- Barnardo, Toshka, and Tatjana Baleta. 2020. “A Guide to Litter Monitoring in Africa.” In *African Marine Litter Monitoring Manual*, Barnardo T&Ribbink AJ. African Marine Waste Network, Sustainable Seas Trust.
- Behivoke, Faustinato. 2022. *Caractérisation spatio-temporelle de la pêche aux poissons récifolaginaires par trajectométrie dans la baie de Toliara (sud-ouest de Madagascar)*.
- Bergmann, Melanie. 2015. *Marine Anthropogenic Litter*. With Lars Gutow and Michael Klages. Springer International Publishing AG.
- Bertucci, J. I., A. Juez, and J. Bellas. 2022. “Impact of Microplastics and Ocean Acidification on Critical Stages of Sea Urchin (*Paracentrotus Lividus*) Early Development.” *Chemosphere* 301 (August): 134783. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134783>.
- Besley, Aiken, Martina G. Vijver, Paul Behrens, and Thijs Bosker. 2017. “A Standardized Method for Sampling and Extraction Methods for Quantifying Microplastics in Beach Sand.” *Marine Pollution Bulletin* 114 (1): 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>.
- Bessa, Filipa, João Frias, Tanja Knögel, et al. 2019. *Harmonized Protocol for Monitoring Microplastics in Biota*. Version 1. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28588.72321/1>.
- Besseling, Ellen, Anna Wegner, Edwin M. Foekema, Martine J. Van Den Heuvel-Greve, and Albert A. Koelmans. 2013. “Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.)” *Environmental Science & Technology* 47 (1): 593–600. <https://doi.org/10.1021/es302763x>.

- Biagi, Elena, Margherita Musella, Giorgia Palladino, et al. 2021. “Impact of Plastic Debris on the Gut Microbiota of *Caretta Caretta* From Northwestern Adriatic Sea.” *Frontiers in Marine Science* 8 (February): 637030. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.637030>.
- Bonanno, Giuseppe, and Martina Orlando-Bonaca. 2020. “Marine Plastics: What Risks and Policies Exist for Seagrass Ecosystems in the Plasticene?” *Marine Pollution Bulletin* 158 (September): 111425. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111425>.
- Botterell, Zara L. R., Nicola Beaumont, Matthew Cole, et al. 2020. “Bioavailability of Microplastics to Marine Zooplankton: Effect of Shape and Infochemicals.” *Environmental Science & Technology* 54 (19): 12024–33. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02715>.
- Boucher, Julien, and Guillaume Billard. 2017. *The Challenges of Measuring Plastic Pollution*.
- Browne, Mark A., Awantha Dissanayake, Tamara S. Galloway, David M. Lowe, and Richard C. Thompson. 2008. “Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus Edulis* (L.)” *Environmental Science & Technology* 42 (13): 5026–31. <https://doi.org/10.1021/es800249a>.
- Browne, Mark Anthony, Phillip Crump, Stewart J. Niven, et al. 2011. “Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks.” *Environmental Science & Technology* 45 (21): 9175–79. <https://doi.org/10.1021/es201811s>.

C

- Cadée, Gerhard C. 2002. “Seabirds and Floating Plastic Debris.” *Marine Pollution Bulletin* 44 (11): 1294–95. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00264-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00264-3).
- Chan, Carmen Ka-Man, Chris Kwan-Yu Lo, and Chi-Wai Kan. 2024. “A Systematic Literature Review for Addressing Microplastic Fibre Pollution: Urgency and Opportunities.” *Water* 16 (14): 1988. <https://doi.org/10.3390/w16141988>.
- Cinner, J. E., and T. R. McCLANAHAN. 2006. “Socioeconomic Factors That Lead to Overfishing in Small-Scale Coral Reef Fisheries of Papua New Guinea.” *Environmental Conservation* 33 (1): 1. <https://doi.org/10.1017/S0376892906002748>.
- Cole, Matthew, Corin Liddle, Giulia Consolandi, et al. 2020. “Microplastics, Microfibres and Nanoplastics Cause Variable Sub-Lethal Responses in Mussels (*Mytilus* Spp.)” *Marine Pollution Bulletin* 160 (November): 111552. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111552>.

- Cole, Matthew, Pennie Lindeque, Elaine Fileman, et al. 2013. “Microplastic Ingestion by Zooplankton.” *Environmental Science & Technology* 47 (12): 6646–55. <https://doi.org/10.1021/es400663f>.
- Cole, Matthew, Pennie Lindeque, Claudia Halsband, and Tamara S. Galloway. 2011. “Microplastics as Contaminants in the Marine Environment: A Review.” *Marine Pollution Bulletin* 62 (12): 2588–97. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.
- Corcoran, Patricia L., Mark C. Biesinger, and Meriem Grifi. 2009. “Plastics and Beaches: A Degrading Relationship.” *Marine Pollution Bulletin* 58 (1): 80–84. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.08.022>.
- Cozar, A., F. Echevarria, J. I. Gonzalez-Gordillo, et al. 2014. “Plastic Debris in the Open Ocean.” *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (28): 10239–44. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>.
- Cozzarini, Luca, Joana Buoninsegni, Corinne Corbau, and Vanni Lughi. 2023. “Characterization of Large Microplastic Debris in Beach Sediments in the Po Delta Area.” *Microplastics* 2 (1): 147–57. <https://doi.org/10.3390/microplastics2010011>.
- Cripps, Garth, and Charlie J. Gardner. 2016. “Human Migration and Marine Protected Areas: Insights from Vezo Fishers in Madagascar.” *Geoforum* 74 (August): 49–62. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2016.05.010>.
- Critchell, Kay, and Mia O. Hoogenboom. 2018. “Effects of Microplastic Exposure on the Body Condition and Behaviour of Planktivorous Reef Fish (*Acanthochromis Polyacanthus*).” *PLOS ONE* 13 (3): e0193308. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193308>.
- Cruz, Alberto Huiman. 2023. “Impact of Plastic Waste Ingestion by Fish.” *Circular Economy and Sustainability* 3 (1): 607–16. <https://doi.org/10.1007/s43615-022-00242-1>.

D

- Dai, Zhenfei, Haibo Zhang, Qian Zhou, et al. 2018. “Occurrence of Microplastics in the Water Column and Sediment in an Inland Sea Affected by Intensive Anthropogenic Activities.” *Environmental Pollution* 242 (November): 1557–65. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.131>.
- De Barros, Matheus Souza Ferreira, Tereza Cristina Dos Santos Calado, and Marina De Sá Leitão Câmara De Araújo. 2020. “Plastic Ingestion Lead to Reduced Body Condition and

- Modified Diet Patterns in the Rocky Shore Crab *Pachygrapsus Transversus* (Gibbes, 1850) (Brachyura: Grapsidae).” *Marine Pollution Bulletin* 156 (July): 111249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111249>.
- Ding, Jinfeng, Jingxi Li, Chengjun Sun, et al. 2020. “An Examination of the Occurrence and Potential Risks of Microplastics across Various Shellfish.” *Science of The Total Environment* 739 (October): 139887. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139887>.
- Douglas, Janine, Holly Niner, and Samantha Garrard. 2024. “Impacts of Marine Plastic Pollution on Seagrass Meadows and Ecosystem Services in Southeast Asia.” *Journal of Marine Science and Engineering* 12 (12). <https://doi.org/10.3390/jmse12122314>.
- E**
- Endomo, Hervé Endomo, and Sheila Kong Mukwele. 2024. “La Protection Des Mers Régionales Africaines à l’épreuve de La Pollution Plastique.” *Neptunus* 30 (1): 1.
- F**
- Fackelmann, Gloria, Christopher K. Pham, Yasmina Rodríguez, et al. 2023. “Current Levels of Microplastic Pollution Impact Wild Seabird Gut Microbiomes.” *Nature Ecology & Evolution* 7 (5): 698–706. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02013-z>.
- FAO. 2020. *La situation mondiale des pêches et de l’aquaculture 2020*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9229fr>.
- FAO. 2021. *Assessment of Agricultural Plastics and Their Sustainability: A Call for Action*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb7856en>.
- FAO. 2022. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2022*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>.
- Fazey, Francesca M. C., and Peter G. Ryan. 2016. “Biofouling on Buoyant Marine Plastics: An Experimental Study into the Effect of Size on Surface Longevity.” *Environmental Pollution* 210 (March): 354–60. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.026>.
- Feng, Zhihua, Rui Wang, Tao Zhang, et al. 2020. “Microplastics in Specific Tissues of Wild Sea Urchins along the Coastal Areas of Northern China.” *Science of The Total Environment* 728 (August): 138660. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138660>.

Frey, Maximiliano, and Luis A. Cifuentes. 2024. “Goodbye Plastic Bags? Lessons from the Shopping Plastic Bag Ban in Chile.” *Sustainability* 16 (9): 3690. <https://doi.org/10.3390/su16093690>.

G

Galgani, F., D. Fleet, J. Van Franeker, et al. 2010. *Marine Strategy Framework Directive : Task Group 10 Report (Marine Litter - April 2010)*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/86941>.

Galgani, François, Georg Hanke, and Thomas Maes. 2015. “Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter.” In *Marine Anthropogenic Litter*, edited by Melanie Bergmann, Lars Gutow, and Michael Klages. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2.

Gall, S. C., and R. C. Thompson. 2015. “The Impact of Debris on Marine Life.” *Marine Pollution Bulletin* 92 (1–2): 170–79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>.

Gerstenbacher, Cecelia M., Adrien C. Finzi, Randi D. Rotjan, and Alyssa B. Novak. 2022. “A Review of Microplastic Impacts on Seagrasses, Epiphytes, and Associated Sediment Communities.” *Environmental Pollution* 303 (June): 119108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119108>.

GESAMP. 2015. *SOURCES, FATE AND EFFECTS OF MICROPLASTICS IN THE MARINE ENVIRONMENT: A GLOBAL ASSESSMENT*. Kershaw, P. J. 90.

GESAMP. 2019. *GUIDELINES FOR THE MONITORING AND ASSESSMENT OF PLASTIC LITTER IN THE OCEAN*. 99. [gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean](https://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean).

Geyer, Roland, Jenna R. Jambeck, and Kara Lavender Law. 2017. “Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made.” *Science Advances* 3 (7): e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

Gigault, Julien, Alexandra Ter Halle, Magalie Baudrimont, et al. 2018. “Current Opinion: What Is a Nanoplastic?” *Environmental Pollution* 235 (April): 1030–34. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>.

Gilardi, Kirsten V. K., Daphne Carlson-Bremer, Jeffrey A. June, Kyle Antonelis, Ginny Broadhurst, and Tom Cowan. 2010. “Marine Species Mortality in Derelict Fishing Nets in

- Puget Sound, WA and the Cost/Benefits of Derelict Net Removal.” *Marine Pollution Bulletin* 60 (3): 3. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.10.016>.
- Gilman, Eric, Jenn Humberstone, Jono R. Wilson, Emmanuel Chassot, Alexis Jackson, and Petri Suuronen. 2022. “Matching Fishery-Specific Drivers of Abandoned, Lost and Discarded Fishing Gear to Relevant Interventions.” *Marine Policy* 141 (July): 105097. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105097>.
- Gjerdseth, Emma. 2017. *Quantitative Analysis of Debris and Plastic Pollution on Beaches in Northern Madagascar*. <https://hdl.handle.net/1794/23465>.
- Gola, Deepak, Pankaj Kumar Tyagi, Arvind Arya, et al. 2021. “The Impact of Microplastics on Marine Environment: A Review.” *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 16 (December): 100552. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100552>.
- Goswami, Prasun, Narasimman Selvakumar, Pankaj Verma, et al. 2023. “Microplastic Intrusion into the Zooplankton, the Base of the Marine Food Chain: Evidence from the Arabian Sea, Indian Ocean.” *Science of The Total Environment* 864 (March): 160876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160876>.
- Grassl, Bruno, Marie-Noëlle Pons, Arnaud Huvet, François Galgani, Guy Cesar, and Stéphane Bruzaud. 2017. *Thèse soutenue le 17 octobre 2017*.
- Gregory, Murray R. 2009. “Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings—Entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-on, Hitch-Hiking and Alien Invasions.” *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364 (1526): 1526. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>.

H

- Halden, Rolf U. 2010. “Plastics and Health Risks.” *Annual Review of Public Health* 31 (1): 1. <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.012809.103714>.
- Hall, N. M., K. L. E. Berry, L. Rintoul, and M. O. Hoogenboom. 2015. “Microplastic Ingestion by Scleractinian Corals.” *Marine Biology* 162 (3): 3. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2619-7>.
- Halley, Amaury O. 2024. *A Study of Anthropogenic Impacts on Echinoderms in the Jambiani Intertidal Area, Zanzibar*.

- Hamel, Jean-François, Sara Jobson, Guillaume Caulier, and Annie Mercier. 2021. "Evidence of Anticipatory Immune and Hormonal Responses to Predation Risk in an Echinoderm." *Scientific Reports* 11 (1): 10691. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89805-0>.
- Harrison, Jesse P., Carl Boardman, Kenneth O'Callaghan, Anne-Marie Delort, and Jim Song. 2018. "Biodegradability Standards for Carrier Bags and Plastic Films in Aquatic Environments: A Critical Review." *Royal Society Open Science* 5 (5): 171792. <https://doi.org/10.1098/rsos.171792>.
- Hartz, Linus, Lisa Grabinski, and Samir Salameh. 2025. "Microplastic Pollution in Aquatic Environments: A Meta-Analysis of Influencing Factors and Methodological Recommendations." *Frontiers in Environmental Science* 13 (May). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1600570>.
- Hermabessiere, Ludovic, Alexandre Dehaut, Ika Paul-Pont, et al. 2017. "Occurrence and Effects of Plastic Additives on Marine Environments and Organisms: A Review." *Chemosphere* 182 (September): 781–93. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.096>.
- Hermesen, Enya, Svenja M. Mintenig, Ellen Besseling, and Albert A. Koelmans. 2018. "Quality Criteria for the Analysis of Microplastic in Biota Samples: A Critical Review." *Environmental Science & Technology* 52 (18): 10230–40. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>.
- Honorato-Zimmer, Daniela, Eleanor A. Weideman, Peter G. Ryan, and Martin Thiel. 2022. "Amounts, Sources, Fates and Ecological Impacts of Marine Litter and Microplastics in the Western Indian Ocean Region: A Review and Recommendations for Actions." In *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, Volume 60*, 1st ed., by S. J. Hawkins, A. J. Lemasson, A. L. Allcock, et al. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003288602-11>.
- Hossain, M. Shahadat, Faisal Sobhan, Mohammad Nasir Uddin, et al. 2019. "Microplastics in Fishes from the Northern Bay of Bengal." *Science of The Total Environment* 690 (November): 821–30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.065>.
- Huang, Wei, Ming Chen, Biao Song, et al. 2021. "Microplastics in the Coral Reefs and Their Potential Impacts on Corals: A Mini-Review." *Science of The Total Environment* 762 (March): 143112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143112>.

Hurtado, Anicia Q., Grevo S. Gerung, Suhaimi Yasir, and Alan T. Critchley. 2014. “Cultivation of Tropical Red Seaweeds in the BIMP-EAGA Region.” *Journal of Applied Phycology* 26 (2): 2. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-0116-2>.

I

“INSTAT Madagascar - Institut National de La Statistique.” 2021. <https://instat.mg/p/rgph-3-rapport-thematique-theme-01-etat-et-structure-de-la-population-a-madagascar>.

IOC SWIOFish2/AIODIS project. 2021. *Prevention, Reduction and Control of Marine Plastic Pollution in African and Indian Ocean Developing Island States (AIODIS)*.

Iwalaye, Oladimeji Ayo, Ganas Kandasamy Moodley, and Deborah Vivienne Robertson-Andersson. 2020. “The Possible Routes of Microplastics Uptake in Sea Cucumber *Holothuria Cinerascens* (Brandt, 1835).” *Environmental Pollution* 264 (September): 114644. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114644>.

J

Jabeen, Khalida, Lei Su, Jiana Li, et al. 2017. “Microplastics and Mesoplastics in Fish from Coastal and Fresh Waters of China.” *Environmental Pollution* 221 (February): 141–49. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055>.

Jambeck, Jenna R., Roland Geyer, Chris Wilcox, et al. 2015. “Plastic Waste Inputs from Land into the Ocean.” *Science* 347 (6223): 768–71. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.

John, Juliana, A. R. Nandhini, Padmanaban Velayudhaperumal Chellam, and Mika Sillanpää. 2022. “Microplastics in Mangroves and Coral Reef Ecosystems: A Review.” *Environmental Chemistry Letters* 20 (1): 397–416. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01326-4>.

K

Kaiser, David, Nicole Kowalski, and Joanna J. Waniek. 2017. “Effects of Biofouling on the Sinking Behavior of Microplastics.” *Environmental Research Letters* 12 (12): 124003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8e8b>.

Kasa, Vara Prasad, Anjani Kumar S. V. Brahmandam, Biswajit Samal, Venkata Ravi Sankar Cheela, Brajesh Kumar Dubey, and Khanindra Pathak. 2025. “Assessment of Coastal Litter Trends in Tourist vs. Non-Tourist Beaches: A Case Study from Indian Coastal Smart City.”

- Science of The Total Environment* 959 (January): 178339.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178339>.
- Ke, Ai-Ying, Jian Chen, Jie Zhu, et al. 2019. “Impacts of Leachates from Single-Use Polyethylene Plastic Bags on the Early Development of Clam *Meretrix Meretrix* (Bivalvia: Veneridae).” *Marine Pollution Bulletin* 142 (May): 54–57.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.029>.
- Kiessling, Tim, Lars Gutow, and Martin Thiel. 2015. “Marine Litter as Habitat and Dispersal Vector.” In *Marine Anthropogenic Litter*, edited by Melanie Bergmann, Lars Gutow, and Michael Klages. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_6.
- Kirstein, Inga V., Sidika Kirmizi, Antje Wichels, et al. 2016. “Dangerous Hitchhikers? Evidence for Potentially Pathogenic *Vibrio* Spp. on Microplastic Particles.” *Marine Environmental Research* 120 (September): 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004>.
- Koelmans, Albert A., Adil Bakir, G. Allen Burton, and Colin R. Janssen. 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): 3315–26. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>.
- Koelmans, Albert A., Merel Kooi, Kara Lavender Law, and Erik van Sebille. 2017. “All Is Not Lost: Deriving a Top-down Mass Budget of Plastic at Sea.” *Environmental Research Letters* 12 (11): 11. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9500>.
- Kovač Viršek, Manca, Andreja Palatinus, Špela Koren, Monika Peterlin, Petra Horvat, and Andrej Kržan. 2016. “Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis.” *Journal of Visualized Experiments*, no. 118 (December): 55161. <https://doi.org/10.3791/55161-v>.
- Kowalski, Nicole, Aurelia M. Reichardt, and Joanna J. Waniek. 2016. “Sinking Rates of Microplastics and Potential Implications of Their Alteration by Physical, Biological, and Chemical Factors.” *Marine Pollution Bulletin* 109 (1): 310–19. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>.

L

- Lamb, Joleah B., Bette L. Willis, Evan A. Fiorenza, et al. 2018. "Plastic Waste Associated with Disease on Coral Reefs." *Science* 359 (6374): 6374. <https://doi.org/10.1126/science.aar3320>.
- Lavers, Jennifer L., and Alexander L. Bond. 2016. "Ingested Plastic as a Route for Trace Metals in Laysan Albatross (*Phoebastria Immutabilis*) and Bonin Petrel (*Pterodroma Hypoleuca*) from Midway Atoll." *Marine Pollution Bulletin* 110 (1): 493–500. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.001>.
- Law, Kara Lavender, Skye Morét-Ferguson, Nikolai A. Maximenko, et al. 2010. "Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre." *Science* 329 (5996): 1185–88. <https://doi.org/10.1126/science.1192321>.
- Lebreton, L., B. Slat, F. Ferrari, et al. 2018. "Evidence That the Great Pacific Garbage Patch Is Rapidly Accumulating Plastic." *Scientific Reports* 8 (1): 4666. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>.
- Lebreton, Laurent C. M., Joost Van Der Zwet, Jan-Willem Damsteeg, Boyan Slat, Anthony Andrady, and Julia Reisser. 2017. "River Plastic Emissions to the World's Oceans." *Nature Communications* 8 (1): 1. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>.
- Li, Changjun, Lixin Zhu, Wen-Tao Li, and Daoji Li. 2023. "Microplastics in the Seagrass Ecosystems: A Critical Review." *Science of The Total Environment* 902 (December): 166152. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166152>.
- Lippiatt, Sherry, Sarah Opfer, and Courtney Arthur. 2013. *Marine Debris Monitoring and Assessment: Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment*. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46.
- Lu, Huajie, Zhenyu Ni, Yongqin Wang, and Siqi Ye. 2025. "Deposition Characteristics of Microplastics in Coral Reef Fish with Different Feeding Habits from the Xisha Islands Waters, South China Sea." *Journal of Environmental Management* 378 (April): 124736. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124736>.
- Luo, Yadan, Cuizhu Sun, Chenguang Li, et al. 2022. "Spatial Patterns of Microplastics in Surface Seawater, Sediment, and Sand Along Qingdao Coastal Environment." *Frontiers in Marine Science* 9 (May). <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.916859>.

- Luo, Ying Y., Christelle Not, and Stefano Cannicci. 2021. “Mangroves as Unique but Understudied Traps for Anthropogenic Marine Debris: A Review of Present Information and the Way Forward.” *Environmental Pollution* 271 (February): 116291. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116291>.
- Lusher, A. L., M. McHugh, and R. C. Thompson. 2013. “Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract of Pelagic and Demersal Fish from the English Channel.” *Marine Pollution Bulletin* 67 (1–2): 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>.
- Lusher, A. L., N. A. Welden, P. Sobral, and M. Cole. 2017. “Sampling, Isolating and Identifying Microplastics Ingested by Fish and Invertebrates.” *Analytical Methods* 9 (9): 9. <https://doi.org/10.1039/C6AY02415G>.
- Lusher, Amy, Peter C. H. Hollman, and Jeremy Mendoza-Hill. 2017. *Microplastics in Fisheries and Aquaculture: Status of Knowledge on Their Occurrence and Implications for Aquatic Organisms and Food Safety*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

M

- Macfadyen, G., Tim Huntington, and Rod Cappell. 2009. *Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear*. With Food and Agriculture Organization of the United Nations and United Nations Environment Programme. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 523. United Nations Environment Programme : Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Maghsodian, Zeinab, Ali Mohammad Sanati, Saeed Tahmasebi, Malek Hossein Shahriari, and Bahman Ramavandi. 2022. “Study of Microplastics Pollution in Sediments and Organisms in Mangrove Forests: A Review.” *Environmental Research* 208 (May): 112725. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112725>.
- Massetti, Luciano, Nelson Rangel-Buitrago, Loris Pietrelli, and Silvia Merlino. 2021. “Litter Impacts on Marine Birds: The Mediterranean Northern Gannet as Case Study.” *Marine Pollution Bulletin* 171 (October): 112779. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112779>.
- Mattsson, Karin, Elyse V. Johnson, Anders Malmendal, Sara Linse, Lars-Anders Hansson, and Tommy Cedervall. 2017. “Brain Damage and Behavioural Disorders in Fish Induced by

- Plastic Nanoparticles Delivered through the Food Chain.” *Scientific Reports* 7 (1): 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10813-0>.
- Meera, Suraj Prasannakumari, Malini Bhattacharyya, Ashifa Nizam, and Ajay Kumar. 2022. “A Review on Microplastic Pollution in the Mangrove Wetlands and Microbial Strategies for Its Remediation.” *Environmental Science and Pollution Research* 29 (4): 4865–79. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17451-0>.
- Mizraji, Ricardo, Camila Ahrendt, Diego Perez-Venegas, et al. 2017. “Is the Feeding Type Related with the Content of Microplastics in Intertidal Fish Gut?” *Marine Pollution Bulletin* 116 (1–2): 498–500. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008>.
- Mohd Roslan, Ummu Atiqah, and Fatimah Noor Harun. 2023. “Modeling the Impact of Pollution on Sea Turtles.” *Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences* 19 (4): 607–15. <https://doi.org/10.11113/mjfas.v19n4.2913>.
- Mohsen, Mohamed, Qing Wang, Libin Zhang, Lina Sun, Chenggang Lin, and Hongsheng Yang. 2019. “Microplastic Ingestion by the Farmed Sea Cucumber *Apostichopus Japonicus* in China.” *Environmental Pollution* 245 (February): 1071–78. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.083>.
- Morales-Caselles, Carmen, Josué Viejo, Elisa Martí, et al. 2021. “An Inshore–Offshore Sorting System Revealed from Global Classification of Ocean Litter.” *Nature Sustainability* 4 (6): 484–93. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8>.
- Murray, Fiona, and Phillip Rhys Cowie. 2011. “Plastic Contamination in the Decapod Crustacean *Nephrops Norvegicus* (Linnaeus, 1758).” *Marine Pollution Bulletin* 62 (6): 1207–17. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>.

N

- Nama, Suman, Ashna Shanmughan, Binaya Bhusan Nayak, Shashi Bhushan, and Karankumar Ramteke. 2023. “Impacts of Marine Debris on Coral Reef Ecosystem: A Review for Conservation and Ecological Monitoring of the Coral Reef Ecosystem.” *Marine Pollution Bulletin* 189 (April): 114755. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114755>.
- Nanthini Devi, K., P. Raju, P. Santhanam, and P. Perumal. 2022. “Impacts of Microplastics on Marine Organisms: Present Perspectives and the Way Forward.” *Egyptian Journal of Aquatic Research* 48 (3): 205–9. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2022.03.001>.

- Napper, Imogen E., and Richard C. Thompson. 2016. “Release of Synthetic Microplastic Plastic Fibres from Domestic Washing Machines: Effects of Fabric Type and Washing Conditions.” *Marine Pollution Bulletin* 112 (1–2): 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>.
- Naudet, Jeanne. 2024. *Plastiques en aquaculture: implication pour la santé animale et la sécurité alimentaire*.
- Neto, J. Gabriel B., Fábio L. Rodrigues, Ileana Ortega, et al. 2020. “Ingestion of Plastic Debris by Commercially Important Marine Fish in Southeast-South Brazil.” *Environmental Pollution* 267 (December): 115508. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>.
- Nguyen, Linh, and Roy Brouwer. 2022. “Fishing for Litter: Creating an Economic Market for Marine Plastics in a Sustainable Fisheries Model.” *Frontiers in Marine Science* 9 (April). <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.722815>.
- Nugraha, Aditya Hikmat, Fadhliyah Idris, Tri Apriadi, Carla Dhevanda, Muhammad Yudhistira Azis, and Khairul Hafsar. 2025. “Impact of Microplastic Exposure on the Health of Tropical Seagrass (*Enhalus Acoroides*) Seedlings.” *Marine Pollution Bulletin* 213 (April): 117617. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117617>.

O

- Orose, Ekinadose, Okechukwu Kenneth Wokeh, and Chidinma Georgia Okey-Wokeh. 2023. “Some Behavioural and Physiological Effects of Plastics (Polyethylene) on Fish.” *Tropical Aquatic and Soil Pollution* 3 (1): 46–57. <https://doi.org/10.53623/tasp.v3i1.208>.

P

- Pantos, Olga. 2022. “Microplastics: Impacts on Corals and Other Reef Organisms.” *Emerging Topics in Life Sciences* 6 (1): 81–93. <https://doi.org/10.1042/ETLS20210236>.
- Pelsmaekers, Elissa P. B. 2025. “Assessing Plastic Pollution in Kenyan Mangroves: Distribution, Sources, and Social Impact in Gazi Bay.” *Estuaries and Coasts*.
- Pfohl, Patrizia, Katherine Santizo, Joana Sipe, et al. 2025. “Environmental Degradation and Fragmentation of Microplastics: Dependence on Polymer Type, Humidity, UV Dose and Temperature.” *Microplastics and Nanoplastics* 5 (1): 7. <https://doi.org/10.1186/s43591-025-00118-9>.

- Phuong, Nam Ngoc, Laurence Poirier, Quoc Tuan Pham, Fabienne Lagarde, and Aurore Zalouk-Vergnoux. 2018. “Factors Influencing the Microplastic Contamination of Bivalves from the French Atlantic Coast: Location, Season and/or Mode of Life?” *Marine Pollution Bulletin* 129 (2): 664–74. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.054>.
- Pisani, Ximena González, Julieta Sturla Lompré, Adilia Pires, and Laura López Greco. 2022. “Plastics in Scene: A Review of the Effect of Plastics in Aquatic Crustaceans.” *Environmental Research* 212 (September): 113484. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113484>.
- Plotieau, T., G. Lepoint, R. Rasolofonirina, T. Lavitra, and Igor Eeckhaut. 2014. “Mineral and Organic Features of the Sediment in the Farming Sea Pens of *Holothuria Scabra* (Holothuroidea, Echinodermata).” *SPC Beche-de-Mer Inf. Bull* 34: 29–33.
- Pourebrahimi, Sina, and Majid Pirooz. 2023. “Microplastic Pollution in the Marine Environment: A Review.” *Journal of Hazardous Materials Advances* 10 (May): 100327. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100327>.
- Purcell, Steven W., Cathy A. Hair, and David J. Mills. 2012. “Sea Cucumber Culture, Farming and Sea Ranching in the Tropics: Progress, Problems and Opportunities.” *Aquaculture* 368–369 (November): 68–81. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.08.053>.
- Puskic, Peter. 2023. *Impacts of Plastic Ingestion on Seabirds*. 16877011 Bytes. 16877011 Bytes. <https://doi.org/10.25959/25148984.V1>.

Q

- Qiao, Ruxia, Cheng Sheng, Yifeng Lu, Yan Zhang, Hongqiang Ren, and Bernardo Lemos. 2019. “Microplastics Induce Intestinal Inflammation, Oxidative Stress, and Disorders of Metabolome and Microbiome in Zebrafish.” *Science of The Total Environment* 662 (April): 246–53. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.245>.

R

- R Core Team. 2024. “R: The R Project for Statistical Computing.” <https://www.r-project.org/>.
- Raharinaivo, Lovasoa Rina, Gildas Boleslas Georges Todinanahary, Jérôme Delroisse, et al. 2025. “Quantification of Anthropogenic Debris from Small-Scale Fisheries and Community-Based Aquaculture in Marine and Coastal Ecosystems of Southwestern Madagascar.”

- Marine Pollution Bulletin* 213 (April): 117631.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117631>.
- Rangel-Buitrago, Nelson, Harry Arroyo-Olarte, Jorge Trilleras, et al. 2021. “Microplastics Pollution on Colombian Central Caribbean Beaches.” *Marine Pollution Bulletin* 170 (September): 112685. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112685>.
- Reisser, J., B. Slat, K. Noble, et al. 2015. “The Vertical Distribution of Buoyant Plastics at Sea: An Observational Study in the North Atlantic Gyre.” *Biogeosciences* 12 (4): 4. <https://doi.org/10.5194/bg-12-1249-2015>.
- Revel, Messika, Amélie Châtel, and Catherine Mouneyrac. 2018. “Micro(Nano)Plastics: A Threat to Human Health?” *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1 (February): 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>.
- Rezania, Shahabaldin, Junboun Park, Mohd Fadhil Md Din, et al. 2018. “Microplastics Pollution in Different Aquatic Environments and Biota: A Review of Recent Studies.” *Marine Pollution Bulletin* 133 (August): 191–208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022>.
- Richardson, Kelsey, Britta Denise Hardesty, and Chris Wilcox. 2019. “Estimates of Fishing Gear Loss Rates at a Global Scale: A Literature Review and Meta-analysis.” *Fish and Fisheries* 20 (6): 1218–31. <https://doi.org/10.1111/faf.12407>.
- Robinson, Jan, and Jude Shroff. 2020. “The Fishing Sector in Seychelles: An Overview, with an Emphasis on Artisanal Fisheries.” *NeuroToxicology* 81 (December): 272–76. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2020.09.016>.
- Rochman, Chelsea M., Eunha Hoh, Tomofumi Kurobe, and Swee J. Teh. 2013. “Ingested Plastic Transfers Hazardous Chemicals to Fish and Induces Hepatic Stress.” *Scientific Reports* 3 (1): 1. <https://doi.org/10.1038/srep03263>.
- Rodine, Claudia, Henitsoa Jaonalison, Jean Mark Kira, et al. 2025. “Spatio-Temporal Variation of Macroalgal Assemblages in Southwestern Madagascar.” *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 23 (2): 135–50. <https://doi.org/10.4314/wiojms.v23i2.11>.

S

- Saliu, Francesco, Simone Montano, Barbara Leoni, Marina Lasagni, and Paolo Galli. 2019. “Microplastics as a Threat to Coral Reef Environments: Detection of Phthalate Esters in

- Neuston and Scleractinian Corals from the Faafu Atoll, Maldives.” *Marine Pollution Bulletin* 142 (May): 234–41. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.043>.
- Saloma, Anjara, Aina Ramanampamonjy, Kerenah Andriamirado, Mandrindra Rakotovao, and Margot Thibault. 2021. *LES DÉCHETS MARINS SUR LES CÔTES DE MADAGASCAR*.
- Santana, Marina F. M., Frederieke J. Kroon, Lynne Van Herwerden, George Vamvounis, and Cherie A. Motti. 2022. “An Assessment Workflow to Recover Microplastics from Complex Biological Matrices.” *Marine Pollution Bulletin* 179 (June): 113676. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113676>.
- Santonicola, Serena, Michela Volgare, Mariacristina Cocca, Giulia Dorigato, Valerio Giaccone, and Giampaolo Colavita. 2023. “Impact of Fibrous Microplastic Pollution on Commercial Seafood and Consumer Health: A Review.” *Animals* 13 (11): 1736. <https://doi.org/10.3390/ani13111736>.
- Savoca, Serena, Teresa Bottari, Enza Fazio, et al. 2020. “Plastics Occurrence in Juveniles of *Engraulis encrasicolus* and *Sardina pilchardus* in the Southern Tyrrhenian Sea.” *Science of The Total Environment* 718 (May): 137457. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137457>.
- Sayogo, B. H., M. P. Patria, and N. D. Takarina. 2020. “The Density of Microplastic in Sea Cucumber (*Holothuria* Sp.) and Sediment at Tidung Besar and Bira Besar Island, Jakarta.” *Journal of Physics: Conference Series* 1524 (April): 012064. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1524/1/012064>.
- Seeruttun, Linisha Devi, Phanesh Raghbor, and Chandani Appadoo. 2021. “First Assessment of Anthropogenic Marine Debris in Mangrove Forests of Mauritius, a Small Oceanic Island.” *Marine Pollution Bulletin* 164 (March): 112019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112019>.
- Sharifi, Mohsen, Afsaneh Yegdaneh, Seyyed Ebrahim Sajjadi, and Mohammadreza Shushizadeh. 2017. “Identification and Quantification of Phthalate Pollution in *Holothuria atra*, a Sea Cucumber from the Persian Gulf (Iran).” *Jundishapur Journal of Natural Pharmaceutical Products* In Press (In Press). <https://doi.org/10.5812/jjnpp.65055>.
- Shim, Won Joon, Sang Hee Hong, and Soeun Eo. 2018. “Marine Microplastics: Abundance, Distribution, and Composition.” In *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1>.

- Shim, Won Joon, Sang Hee Hong, and Soeun Eo Eo. 2017. “Identification Methods in Microplastic Analysis: A Review.” *Analytical Methods* 9 (9): 1384–91. <https://doi.org/10.1039/C6AY02558G>.
- Silveyra, G. R., P. Silveyra, M. Brown, et al. 2023. “Oxidative Stress and Histopathological Effects by Microplastic Beads, in the Crayfish *Procambarus Clarkii*, and Fiddler Crab *Leptuca Pugilator*.” *Chemosphere* 343 (December): 140260. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140260>.
- Smith, Madeleine, David C. Love, Chelsea M. Rochman, and Roni A. Neff. 2018. “Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health.” *Current Environmental Health Reports* 5 (3): 375–86. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>.
- Song, Young Kyoung, Sang Hee Hong, Mi Jang, Gi Myung Han, Seung Won Jung, and Won Joon Shim. 2017. “Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type.” *Environmental Science & Technology* 51 (8): 4368–76. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06155>.
- Spalding, Mark D., Susan Ruffo, Carmen Lacambra, et al. 2014. “The Role of Ecosystems in Coastal Protection: Adapting to Climate Change and Coastal Hazards.” *Ocean & Coastal Management* 90 (March): 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.09.007>.
- Stafford, Richard, and Peter J. S. Jones. 2019. “Viewpoint – Ocean Plastic Pollution: A Convenient but Distracting Truth?” *Marine Policy* 103 (May): 187–91. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.003>.
- Stelfox, Martin, Jillian Hudgins, and Michael Sweet. 2016. “A Review of Ghost Gear Entanglement amongst Marine Mammals, Reptiles and Elasmobranchs.” *Marine Pollution Bulletin* 111 (1–2): 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.034>.
- Sussarellu, Rossana, Marc Suquet, Yoann Thomas, et al. 2016. “Oyster Reproduction Is Affected by Exposure to Polystyrene Microplastics.” *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113 (9): 2430–35. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>.

T

- Tanaka, Kosuke, and Hideshige Takada. 2016. “Microplastic Fragments and Microbeads in Digestive Tracts of Planktivorous Fish from Urban Coastal Waters.” *Scientific Reports* 6 (1): 34351. <https://doi.org/10.1038/srep34351>.

- Tang, Kuok Ho Daniel. 2024. “Microplastics in Seagrass Ecosystems: A Review of Fate and Impacts.” *Research in Ecology*, August 1, 41–53. <https://doi.org/10.30564/re.v6i3.6706>.
- Tekman, Mine B., Bruno A. Walther, Corina Peter, Lars Gutow, and Melanie Bergmann. 2022. *Impacts of Plastic Pollution in the Oceans on Marine Species, Biodiversity and Ecosystems*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5898684>.
- Tekman, Mine B., Bruno Andreas Walther, Corina Peter, Lars Gutow, Melanie Bergmann, and Bernhard Bauske. 2023. *The Effects of Plastic Pollution on Marine Ecosystems*. 173–86.
- Teuten, Emma L., Jovita M. Saquing, Detlef R. U. Knappe, et al. 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): 1526. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>.
- Thibault, Margot, Adrian Fajeau, Aina Ramanampananjy, et al. 2024. “Plastic Debris (> 500µm) Concentration Gradient Detected across the Southwest Indian Ocean.” Preprint, October 7. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4982071/v1>.
- Thibault, Margot, Ludovic Hoarau, Laurent Lebreton, et al. 2023. “Do Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) Gut Contents Reflect the Types, Colors and Sources of Plastic Pollution in the Southwest Indian Ocean?” *Marine Pollution Bulletin* 194 (September): 115343. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115343>.
- Thompson, Richard C., Ylva Olsen, Richard P. Mitchell, et al. 2004. “Lost at Sea: Where Is All the Plastic?” *Science* 304 (5672): 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.
- Thushari, G. G. N., and J. D. M. Senevirathna. 2020. “Plastic Pollution in the Marine Environment.” *Heliyon* 6 (8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04709>.

U

- UNEP. 2021. *UNEP in 2021: Planetary Action: Climate, Nature, Chemicals & Pollution*. Annual Report. United Nations Environment Programme. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/37081>.
- UNEP, United Nations Environment. 2016. *Marine Plastic Debris and Microplastics: Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change*. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7720>.

UNEP/MAP et Plan Bleu. 2020. “The 2020 Edition of the State of the Environment and Development in the Mediterranean (SoED) | UNEP/MAP.” <https://www.unep.org/unepmap/resources/2020-edition-state-environment-and-development-mediterranean-soed>.

V

Veriza, Francis, Suzanne Chazan-Gillig, and Barthélemy Manjakahery. 2018. “Les Vezo du littoral sud-occidental de Madagascar: Les oubliés de la terre ou les enfants adoptifs de la mer-mère.” *Journal des anthropologues*, nos. 154–155 (November): 261–83. <https://doi.org/10.4000/jda.7337>.

Vethaak, A. Dick, and Juliette Legler. 2021. “Microplastics and Human Health.” *Science* 371 (6530): 672–74. <https://doi.org/10.1126/science.abe5041>.

Vianello, Alvise, Rasmus Lund Jensen, Li Liu, and Jes Vollertsen. 2019. “Simulating Human Exposure to Indoor Airborne Microplastics Using a Breathing Thermal Manikin.” *Scientific Reports* 9 (1): 8670. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>.

Viet Dung, Luu, Truong Huu Duc, Le Thi Khanh Linh, Trinh Thi Dieu Ly, Hoang Anh Duong, and Nguyen Thi My Hao. 2021. “Depth Profiles of Microplastics in Sediment Cores from Two Mangrove Forests in Northern Vietnam.” *Journal of Marine Science and Engineering* 9 (12): 1381. <https://doi.org/10.3390/jmse9121381>.

Von Moos, Nadia, Patricia Burkhardt-Holm, and Angela Köhler. 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): 11327–35. <https://doi.org/10.1021/es302332w>.

Vorsatz, Lyle Dennis, Mandy Wing Kwan So, Chun On Cheung, Christelle Not, and Stefano Cannicci. 2025. “Anthropogenic Marine Debris Accumulation and Its Ecological Impact on the Highly Urbanized Mangroves of Hong Kong.” *Marine Pollution Bulletin* 211 (February): 117447. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117447>.

W

Walther, Bruno Andreas, and Melanie Bergmann. 2022. “Plastic Pollution of Four Understudied Marine Ecosystems: A Review of Mangroves, Seagrass Meadows, the Arctic Ocean and

- the Deep Seafloor.” *Emerging Topics in Life Sciences* 6 (4): 371–87. <https://doi.org/10.1042/ETLS20220017>.
- Wang, Yifan, Rachel Karasik, and R Karasik. 2022. *Plastic Pollution Policy Country Profile: Indonesia*.
- Weiskopf, Sarah, Janet Cushing, Toni Lyn Morelli, and Bonnie Myers. 2021. “Climate Change Risks and Adaptation Options for Madagascar.” *Ecology and Society* 26 (4): 4. <https://doi.org/10.5751/ES-12816-260436>.
- Wicaksono, K. B., M. P. Patria, and A. Suryanda. 2021. “Microplastic Ingestion in the Black Sea Cucumber *Holothuria Leucospilota* (Brandt, 1835) Collected from Rambut Island, Seribu Islands, Jakarta, Indonesia.” *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 1098 (5): 052049. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1098/5/052049>.
- Wilcox, Chris, Erik Van Sebille, and Britta Denise Hardesty. 2015. “Threat of Plastic Pollution to Seabirds Is Global, Pervasive, and Increasing.” *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (38): 38. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112>.
- Woodall, Lucy C., Anna Sanchez-Vidal, Miquel Canals, et al. 2014. “The Deep Sea Is a Major Sink for Microplastic Debris.” *Royal Society Open Science* 1 (4): 140317. <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>.
- Wootton, Nina, Patrick Reis-Santos, and Bronwyn M. Gillanders. 2021. “Microplastic in Fish – A Global Synthesis.” *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 31 (4): 753–71. <https://doi.org/10.1007/s11160-021-09684-6>.
- World Bank. 2021. *Plastic Waste Discharges from Rivers and Coastlines in Indonesia*. World Bank, Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/35607>.
- Worm, Boris, Heike K. Lotze, Isabelle Jubinville, Chris Wilcox, and Jenna Jambeck. 2017. “Plastic as a Persistent Marine Pollutant.” *Annual Review of Environment and Resources* 42 (1): 1–26. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060700>.
- Wright, Stephanie L., and Frank J. Kelly. 2017. “Plastic and Human Health: A Micro Issue?” *Environmental Science & Technology* 51 (12): 6634–47. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>.
- Wright, Stephanie L., Richard C. Thompson, and Tamara S. Galloway. 2013. “The Physical Impacts of Microplastics on Marine Organisms: A Review.” *Environmental Pollution* 178 (July): 483–92. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.

X

- Xiong, Xiong, Yenan Tu, Xianchuan Chen, et al. 2019. “Ingestion and Egestion of Polyethylene Microplastics by Goldfish (*Carassius Auratus*): Influence of Color and Morphological Features.” *Heliyon* 5 (12): e03063. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e03063>.
- Xiong, Xiong, Kai Zhang, Xianchuan Chen, Huahong Shi, Ze Luo, and Chenxi Wu. 2018. “Sources and Distribution of Microplastics in China’s Largest Inland Lake – Qinghai Lake.” *Environmental Pollution* 235 (April): 899–906. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.081>.

Y

- Yu, Hong-Ren, Jiunn-Ming Sheen, and Mao-Meng Tiao. 2024. “The Impact of Maternal Nanoplastic and Microplastic Particle Exposure on Mammal’s Offspring.” *Cells* 13 (16): 1380. <https://doi.org/10.3390/cells13161380>.

Z

- Zayen, Amal, Sami Sayadi, Cristele Chevalier, Moncef Boukthir, Sana Ben Ismail, and Marc Tedetti. 2020. “Microplastics in Surface Waters of the Gulf of Gabes, Southern Mediterranean Sea: Distribution, Composition and Influence of Hydrodynamics.” *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 242 (September): 106832. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106832>.
- Zettler, Erik R., Tracy J. Mincer, and Linda A. Amaral-Zettler. 2013. “Life in the ‘Plastisphere’: Microbial Communities on Plastic Marine Debris.” *Environmental Science & Technology* 47 (13): 7137–46. <https://doi.org/10.1021/es401288x>.
- Zhang, Feng, Yu Bon Man, Wing Yin Mo, Ka Yan Man, and Al Et. 2019. “Direct and Indirect Effects of Microplastics on Bivalves, with a Focus on Edible Species: A Mini-Review.” *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, ahead of print. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1700752>.
- Zhang, Jiale, Farzana Quoquab, and Jihad Mohammad. 2023. “What Do We Know About Plastic Pollution in Coastal/Marine Tourism? Documenting Its Present Research Status from 1999 to 2022.” *Sage Open* 13 (4): 21582440231211706. <https://doi.org/10.1177/21582440231211706>.

- Zhang, Yituo, Xue Wang, Jiajia Shan, et al. 2019. “Hyperspectral Imaging Based Method for Rapid Detection of Microplastics in the Intestinal Tracts of Fish.” *Environmental Science & Technology* 53 (9): 5151–58. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07321>.
- Zhang, Yulan, Shichang Kang, Steve Allen, Deonie Allen, Tanguang Gao, and Mika Sillanpää. 2020. “Atmospheric Microplastics: A Review on Current Status and Perspectives.” *Earth-Science Reviews* 203 (April): 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>.

Publications, conférences et prix

Publications

- **Raharinaivo, Lovaso Rina**, Gildas Boleslas Georges Todinanahary, Jérôme Delroisse, Jean-Marie Raquez, Carla Bittencourt, Tiandrainy Gédice Fernand Maherizo, Thierry Lavitra, and Igor Eeckhaut. 2025. “Quantification of anthropogenic debris from small-scale fisheries and community-based aquaculture in marine and coastal ecosystems of Southwestern Madagascar.” *Marine Pollution Bulletin* 213
- **Raharinaivo, Lovaso Rina**, Antoine Batigny, Jean-Marie Raquez, Rosica Mincheva, Carla Bittencourt, Tiandrainy Gédice Fernand Maherizo, Gildas Boleslas Georges Todinanahary, Thierry Lavitra, and Igor Eeckhaut. 2024. “Differentiation of petro-sourced plastic microfilaments from organic microfilaments by SEM-EDX in environmental samples.” *Marine Pollution Bulletin* 205 (August):116625. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116625>.
- **Raharinaivo, L.R.**, Rabehavana, J.R, Todinanahary, G., Fernand, M.G., Maka D.O., Rabearison, M., Raquez, J.M., Mincheva, R., Debittencourt, C., Lavitra, T. & Eeckhaut, I. - Assessment of macro- and microplastics pollution in mangroves around Toliara (Madagascar) - 12th WIOMSA scientific symposium, 10th-15th October 2022, South Africa (poster presentation).
- Raheriarilala, V., **Raharinaivo, L.**, Ranivoarivelo, L., Eeckhaut, I., Todinanahary, G., Rasolofonirina, R. - Quantification of microplastics at the sea surface and sediment in Sarodrano, Toliara (Madagascar) - 12th WIOMSA scientific symposium, 10th-15th October 2022, South Africa (poster presentation).
- Ratsimaharilala, S., **Raharinaivo, L.R.**, Todinanahary, G., Eeckhaut, I., Raheriniaina, C.E., - Microplastics ingestion by pelagic and demersal fishes from Southwest Madagascar - 12th WIOMSA scientific symposium, 10th-15th October 2022, South Africa (poster presentation).
- Razafiarison, Z.P., **Raharinaivo, L.R.**, Eeckhaut, I., Todinanahary, G., Fernand, G. - Ingestion of micro-plastics by *Holothuria scabra*, *Holothuria parva* and *Anadara natalensis* - 12th WIOMSA scientific symposium, 10th-15th October 2022, South Africa (poster presentation).

- **Raharinaivo, L.R.**, Batigny, A., Raquez, J.M., Mincheva, R., Lavitra, T., Debittencourt, C., Fernand, M.G., Todinanahary, G., & Eeckhaut, I. – Differentiation of petrosourced plastic microfilaments from organic microfilaments by EDAX in environmental samples – Benelux Congress of Zoology, 22nd and 23rd September 2022, KU Leuven, Campus Kortrijk, Belgium (poster presentation).
- **Raharinaivo, L.R.**, Ratsimaharilala, S., Razafiarison, Z.P., Raquez, J.M., Mincheva, R., Lavitra, T., Debittencourt, C., Fernand, M.G., Todinanahary, G., & Eeckhaut, I. - Vertical distribution of microplastics in the sea off Sarodrano, southwestern Madagascar – mardi des chercheurs, 05th septembre 2022, UMons, Belgium (poster presentation).

Conferences

2024: Symposium on Marine biodiversity of Madagascar (Madagascar)

The Africa Careers Network (ACN) & L'Oréal Foundation Young talents mentorship program (Online)

2023: Monsoon school on generating impact in complex natural resource contexts “co-design and development of transdisciplinary research projects in a Global North/South perspective” by Leibniz Centre for Tropical Marine Research (ZMT) (Online)

2022: Training on capacity building within L'Oréal-UNESCO For Women in Science Young

Talents of the Sub-Saharan Africa Program

Twelfth WIOMSA scientific symposium (South Africa)

2021: Public Speaking Training by AUF (*Agence Universitaire de la Francophonie*)

Prix

2024 : Best poster presentation (third price) within the Marine biodiversity of Madagascar symposium

2022: Recipient of the 2022 L'Oréal-UNESCO For Women in Science Young Talents of the Sub-Saharan Africa Program

Annexes

Annexe 1 : Supplementary materials for “chapitre I”

Table A.1 : Détails études sur l'impact de la pollution plastique sur les écosystèmes marins

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Gall and Thompson, 2015	Global (revue littérature)		Tous les milieux marins	Macro- et MPs (débris variés)	Débris marins provenant de sources terrestres et marines	Revue systématique : 340 articles couvrant 693 espèces	Empoisonnement, ingestion (subléta), enchevêtrement, mort lente (asphyxie, inanition), impacts sur populations et réseaux trophiques
Tekman et al., 2022	Global (rapport WWF & AWI)		Ecosystèmes marins variés	Macro- et MPs	Sources terrestres et marines diverses	Analyse de 2 592 études (base LITTERBASE + méta-analyse) de 1960 à 2019	Ingestion et enchevêtrement généralisés ; transport de pathogènes et espèces invasives ; altération des services écosystémiques (tourisme, pêche) ; accumulation chimique toxique (BPA, retardateurs de flamme)

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Bonanno and Orlando-Bonaca, 2020	Global	Monde entier	Herbiers marins	Macroplastiques & MPs	Pollution côtière liée aux fragments plastiques	Revue critique jusqu'en 2020	Perturbation hypothétique des échanges lumino-nutritifs, potentiellement impact sur le couvert végétal et les espèces associées
Gerstenbacher et al., 2022	Global		Herbiers marins	MPs (fragments, fibres, films, granulés)	Sources terrestres et marines	Revue systématique de la littérature	Perturbation des processus biologiques et chimiques des herbiers, réduction de la qualité de l'habitat, impacts sur la biodiversité marine
Li et al., 2023	Global		Herbiers marins	MPs (< 5 mm : fibres, fragments)	Pollution côtière par fragmentation plastique issue de zones urbaines et touristiques	Revue critique de 37 articles sélectionnés jusqu'à fin 2022, avec analyses bibliométriques et métadonnées	Effets potentiels : obstruction, blocage luz/léropore, stress oxydatif, perturbation des processus microbien et photosynthèse, risques pour l'équilibre trophique

Auteur, année	Pays/Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Tang, 2024	Global		Herbiers marins	MPs (< 5 mm : fibres, fragments)	Pollution côtière, sédiments anthropogènes, hydrodynamique locale	Revue bibliographique (66 articles analysés) + bibliométrie	Potential de blocage lumineux et nutritif des feuilles, stress oxydatif, altération de photosynthèse et croissance, perturbation du microalgues épiphyte, sorption et diffusion de contaminants via MPs
Douglas et al., 2024	Asie du Sud-Est (région non spécifiée)	Asie du Sud-Est	Herbiers marins	MPs	Non spécifiées	Revue systématique de la littérature, évaluation des risques	Réduction de la biomasse des herbiers marins, dégradation des services écosystémiques associés
Ameen et al., 2024	Inde (Kerala)	Asie du Sud	Herbiers marins	MPs (fragments, fibres, films, granulés)	Sources terrestres et marines	Revue systématique de la littérature	Perturbation des processus biologiques et chimiques des herbiers, réduction de la qualité de l'habitat, impacts sur la biodiversité marine
Nugraha et al., 2025	Indonésie	Asie du Sud-Est	Herbiers marins	MPs (polyéthylène, polypropylène, polystyrène)	Sources terrestres et marines	Expérience en laboratoire avec quatre traitements : A (0 g/L), B (0,5 g/L), C (1,0 g/L), D (1,5 g/L)	Diminution de la croissance, de la teneur en chlorophylle et des taux de survie des semis

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Viet Dung et al., 2021	Delta du fleuve Rouge & baie de Tien Yen, Vietnam	Asie du Sud-Est	Mangroves (sédiments)	MPs : fibres, fragments, foams, films	Pollution terrestre et côtière liée aux activités humaines locales	Carottage sédimentaire (jusqu'à ~70 cm) dans deux mangroves ; identification des types de MPs, mesure des concentrations par couche	Effets potentielles non mesurées directement, mais implication pour l'accumulation historique dans les mangroves ; les MPs peuvent adsorber contaminants organiques ou métaux (MDPI, ResearchGate)
Seeruttun et al., 2021	Mangroves de Mahebourg (proche population) & Ferney (zone reculée), Maurice	Océan Indien	Mangroves côtières naturelles	Macro- et mésodébris	Déchets terrestres liés aux activités de bord de mer et récréatives	Collecte mensuelle d'AMD d'oct. à déc. 2018 sur 1500 m ² à chaque site ; comptage et catégorisation par composition	Impacts sociaux implications : nécessité de sensibilisation publique et stratégies de gestion des déchets dans les mangroves de petite île

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Luo et al. 2021	Global (revue)	Monde entier	Mangroves	Macrodébris (plastiques et autres)	Débris terrestres, fluviaux et marins, transport via rivières associées aux mangroves	Revue bibliographique de la littérature existante, peu d'études in situ disponibles	Accumulation unique induite par la structure racinaire dense ; facture écologique : risque d'obstruction lumineuse, risque de dégradation, vecteur potentiel de fragmentation vers MPs (pubmed.ncbi.nlm.nih.gov, colab.ws)
John et al., 2021			Mangroves, récifs coralliens	MPs (fibres, fragments, granulés, films, billes)	Activités urbaines et industrielles		Ingestion et accumulation de MPs par les organismes marins, perturbation des cycles naturels, risques pour la biodiversité
Meera et al., 2022	Global		Mangroves	MPs(fragmentés, fibres, films, granulés)	Sources terrestres et marines	Revue systématique de la littérature	Perturbation des processus biologiques et chimiques des mangroves, réduction de la qualité de l'habitat, impacts sur la biodiversité marine

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Maghsodian et al., 2022	Global		Mangrove	MPs	Sources terrestres et marines	Revue systématique de la littérature	Accumulation de MPs dans les organismes, perturbation des habitats, risques pour la biodiversité
Pelsmaekers, 2025	Gazi Bay, Kenya	Océan Indien	Mangroves côtières naturelles	Macroplastiques et MPs (1-5 mm)	Plastiques provenant de pêche (cordages, filets) en zone seaward ; déchets domestiques dans les zones landward	Échantillonnage zonal (seaward, landward, plage), recueil sur sol et arbres, dosage LMPs, sondage social auprès des habitants	Implication écologique : empilement dans les sédiments et arbres, potentiel d'interférence avec régénération végétative, vecteurs de pollution. Sociale : malgré l'interdiction du plastique à usage unique au Kenya, les pratiques de gestion des déchets restent déficientes (ResearchGate, Flore, Vlaams Instituut voor de Zee)

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Vorsatz et al., 2025	Hong Kong mangroves (4 sites)	Asie, Sud-Chine	Mangroves urbaines	AMD incluant Macroplastiques (débris ≥ 5 mm)	Débris terrestres et marins : emballages alimentaires, engins de pêche, déchets industriels/construction	Suivi sur un an (2023-2024) ; comptage dans transects zones landward / seaward ; abondances et couverture entière	Impact végétatif : corrélation positive entre surface couverte et densité de jeunes plants ; impact faunique faible observé (crabes, gastéropodes) : résilience apparente des macrofaunes benthiques
Herman et al., 2024		Asie du Sud, Asie du Sud-Est, Océans mondiaux	Herbiers marins, mangroves, marais salants	MiPs secondaires (polyéthylène, polystyrène, polypropylène)	Sources terrestres et marines	Revue systématique et méta-analyse	Accumulation de MPs, perturbation des habitats, risques pour la biodiversité
Hall et al., 2015	Grande Barrière de Corail, Australie (Orpheus & Pelorus Islands)	Océan Pacifique Sud-Ouest	Récifs coralliens (scléractiniaires, <i>Dipsastrea pallida</i>)	MPs (polypropylène, polystyrène, polyester, etc.)	Fragmentation d'objets plastiques, peintures marines, flotteurs de pêche	- Expériences d'ingestion (coraux exposés à des MPs en laboratoire) - Plankton tows pour identifier les MPs in situ - Identification des polymères par ATR-FT-IR	Ingestion non sélective, accumulation dans les tissus digestifs (mesentères), risque d'altération de la digestion, production de mucus accrue potentielle

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Lamb et al., 2018	Indonésie, Myanmar, Thaïlande, Australie (Asia-Pacific)	Asie-Pacifique	Récifs coralliens	Macroplastiques (> 5 cm, fibres visibles)	Débris plastiques terrestres, gestion des déchets variable	Étude in situ : 159 récifs dans quatre pays (Indonésie, Myanmar, Thaïlande, Australie (Nord, Grande Barrière de Corail)) environ 124000 coraux observés visuellement ; transects de 20 m	Maladies observés : white syndromes, black band, skeletal eroding band ; coraux branchus 8× plus à risque
Saliu et al., 2019	Faafu Atoll, Maldives (océan Indien)	Océan Indien	Récifs coralliens et surface mer	MPs (<5 mm), particules flottantes	Contamination anthropique côtière – fragments plastiques liés à les îles inhabitées proches d'îles habitées	Échantillonnage in situ : neuston (surface) et coraux (12 sites), analyse FT-IR et dosage d'esters phtaliques (PAEs)	Effets rapportés : nécrose, blanchissement observé en lien à l'exposition aux MPs et contaminants plastiques (PAEs), risques toxiques potentiels via perturbation physiologique

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Huang et al., 2021	Global		Récifs coralliens (eau, sédiment, tissus coralliens)	MPs (< 5 mm, fibres, fragments)	Pollution anthropique côtière (urbanisation, tourisme, fragmentation plastique)	Revue bibliographique sur les MPs dans les récifs coralliens	Effets possibles : ingestion active, adhésion à surface, blocage digestif, stress oxydatif, perturbation physiologique, photosynthèse altérée, croissance réduite
Putra et al., 2021	Kelapa Dua & Harapan Islands, Baie de Jakarta	Asie du Sud-Est	Récifs coralliens	Macroplastiques (débris plastiques visibles)	Plastiques liés à la pêche locale et activité quotidienne côtière	Transects ceinture 20×4 m (x4 répétitions/site), analyse en CA (Correspondence Analysis) entre forme corallienne et type de débris (ResearchGate, Wikipédia)	Impact visible sur tissu corallien : TLAG (tissue loss with algal growth) prédominant, particulièrement chez coraux branchus et massifs (ResearchGate, DOAJ)
Akhtar et al., 2022	Non spécifié	Non spécifié	Récifs coralliens	Macro- et MPs	Non spécifiées	Revue systématique de la littérature	Augmentation de la prévalence des maladies coralliennes, diminution de la croissance des coraux, perturbation des habitats marins

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Pantos, 2022	Global (revue monde)	Monde entier	Écosystèmes coralliens	MPs (0.1–5 mm) et nanoplastiques (<1 µm)	Présence généralisée dans biote, sédiments et eau issus de déchets côtiers et fragmentation	Revue systématique de la littérature (marine, coraux, autres organismes reefs)	Ingestion physique, blocage digestif, stress oxydatif, immunotoxicité, réduction de la photosynthèse, transport de contaminants via effet « Trojan Horse » ; exposition multitrophique signalée
Nama et al., 2023	Global		Récifs coralliens	Macro- et MPs	Débris terrestres et marins ; engins de pêche, fibres, fragments	Revue systématique : synthèse globale des sources, abondances, distributions, espèces impactées et stratégies de gestion	Effets discutés : maladies causées par MPs, perturbations des microalgues symbiotiques, stress physiologique, transport de pathogènes invasifs, pertes économiques liées à la dégradation esthétique et touristique

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Thushari and Senevirathna, 2020	Global	Asie du Sud, Asie du Sud-Est, Océans mondiaux	Récifs coralliens, herbiers marins, estuaires, zones côtières	MPs, macroplastiques, mégaplastiques	Sources terrestres et marines	Revue systématique de la littérature	Ingestion, enchevêtrement, effets toxiques, suffocation, dispersion, fourniture de nouveaux habitats, introduction d'espèces invasives
Walther and Bergmann, 2022	Global		Mangroves, herbiers marins, océan Arctique, fond marin profond	Macroplastiques, MPs	Sources terrestres et marines	Revue systématique de la littérature	Pollution supplémentaire affectant ces écosystèmes déjà menacés
Gregory, 2009	Global (divers environnements marins)	Monde entier	Récifs, mangroves, herbiers	Macro- et MPs (débris flottants, granulés)	Sources terrestres et marines, y compris filets de pêche, pellets, emballages	Revue de littérature scientifique (revue critique)	Effets : mortalité par ingestion ou enchevêtrement, blocage digestif, perte de mobilité, suffocation, dispersion d'espèces invasives, impact sur navigation et pêcheries

Auteur, année	Pays / Localisation	Région du monde	Écosystème étudié	Type de pollution plastique	Sources identifiées	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Stafford and Jones, 2019	Global (pas de site spécifique)	Monde entier	Récifs, mangroves, herbiers	Macro- et MPs comme problématique visible	Médias, industries, gouvernements encourageant « greenwashing » sur le plastique	Analyse critique : revue de littérature, discours sociopolitique	
Kiessling et al., 2015	Global (toutes régions océaniques)		Déchets flottants affectant divers milieux marins	Macroplastique (objets flottants persistants)	Déchets flottants dérivés de sources terrestres/maritimes	Revue synthétique d'études de « rafting community » sur déchets plastiques	Transport biologique (rafting) de nombreuses espèces, facilitent les invasions biologiques, succession écologique sur les plastiques, modification de la flottabilité et stabilité des débris
Reisser et al., 2015	Nord Atlantique subtropical (gyre)	Océan Atlantique et Nord	Colonne d'eau (surface à 5 m)	Plastiques flottants (macro-, millimétriques)	Déchets plastiques flottants dérivés d'activités marines et terrestres	Échantillonnage à plusieurs niveaux (filets à 0-5 m, intervalles de 0,5 m) à 12 sites ; mesure de la vitesse de remontée des particules	

Table A.2 : Détails études sur l'impact de la pollution plastique sur les organismes marins

Auteur, année	Organisme(s) étudié(s)	Nombre d'organismes analysés	Type d'étude	Type de plastique utilisé pour le test	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Ke et al., 2019	Bivalve : Meretrix meretrix	Non précisé (groupes d'embryons/larves)	Expérimentale (exposition au lixiviat)	Lixiviat de sacs PE (polyéthylène), taille non spécifiée	Exposition d'embryons/larves à différents lixiviats de sacs PE	Croissance ralentie, malformations, réduction de la survie larvaire
F. Zang et al., 2019	Bivalves consommés (moules, huîtres, palourdes)	Non précisé (revue de 132 études)	Observationnelle (revue)	N/A (pas d'exposition expérimentale dans cette revue)	Revue de littérature de publications scientifiques	Immunotoxicité, filtration réduite, altération des ressources alimentaires, transfert de POPs
Abidli et al., 2023	<i>Ruditapes decussatus</i>	Non précisé (revue compilant multiples études)	Observationnelle (revue)	N/A (pas de tests expérimentaux dans cette revue)	Revue de littérature de publications scientifiques (132 études)	Altération de l'immunité, réduction de filtration, transfert de polluants organiques persistants (POPs), perturbation de l'habitat alimentaire
Yu et al., 2024	Bivalves : <i>Perna viridis</i> , <i>Venerupis</i> spp.	Non précisé (échantillons commerciaux)	Observationnelle (terrain + enquête KAP)	N/A (pas de test expérimental)	Microscopie + FT-IR, enquête KAP auprès des récolteurs	Accumulation de fibres polyamides ; ingestion alimentaire directe par humain estimée

Auteur, année	Organisme(s) étudié(s)	Nombre d'organismes analysés	Type d'étude	Type de plastique utilisé pour le test	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
De Barros et al., 2020	Crabe de roches : <i>Pachygrapsus transversus</i>	209 individus	Observationnelle	N/A (pas d'exposition expérimentale)	Dissection et observation visuelle du tube digestif	Condition corporelle plus faible chez individus contaminés ; diversité alimentaire réduite
Silveyra et al., 2023	Crustacés : écrevisse (<i>P. clarkii</i>) et crabe fiddler (<i>L. pugillator</i>)	Plusieurs dizaines par espèce et concentration	Expérimentale	Billes fluorescentes de polystyrène, 1 µm	Exposition 30 jours, analyses tissus (HP, hémolymph)	Changements histopathologiques : gill epithelia altéré, tubules HP atrophiés
Pisani et al., 2022	Crustacés aquatiques (décapodes, copépodes, etc.)	~98 publications analysées	Observationnelle (revue systématique)	N/A (pas de test expérimental)	Synthèse de littérature (≥ 10 dernières années)	Effets négatifs plus marqués avec MP de petite taille, formes irrégulières, cocontamination chimique
Zhang et al., 2023	Crustacés aquatiques divers (décapodes, copépodes...)	~98 études analysées	Observationnelle (revue)	N/A (revue, pas de test)	Synthèse systématique de littérature	Stress oxydatif, immunotoxicité, perturbation comportementale, réduction de la survie et reproduction
Halley, 2024	Échinodermes intertidaux (oursins, étoiles de mer, holothuries)	Non précisé (étude transects, individus variés)	Observationnelle (terrain)	Non applicable (pas de test plastique)	Quinze transects intertidaux + analyses de substrat	Réduction de diversité, abondance moindre dans zones perturbées

Auteur, année	Organisme(s) étudié(s)	Nombre d'organismes analysés	Type d'étude	Type de plastique utilisé pour le test	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Bertucci et al., 2022	Oursin de mer : <i>Paracentrotus lividus</i>	Plusieurs centaines d'embryons (répliqués)	Expérimentale (SET)	MPs (PS) environ 3000 particules/mL ; taille non précisée	Test embryonnaire (48-96 h), mesures morphométriques	Bouyabilité modifiée. Potentiel impact sur alimentation et survie
Qiao et al., 2019	Poisson : zebrafish (<i>Danio rerio</i>)	Environ 180 (groupes de 60 poissons par condition)	Expérimentale	Sphères de polystyrène (PS), 5 µm	Exposition orale pendant 7 jours via eau contaminée	Inflammation, augmentation du stress oxydatif, altération du microbiote intestinal
Neto et al., 2020	8 espèces de poissons commerciaux (ex. <i>Katsuwonus pelamis</i> , <i>Prionotus punctatus</i>)	965 individus	Observationnelle	N/A (pas d'exposition expérimentale)	Dissection et examen visuel du contenu gastrique	Ingestion de fibres/fragments ; polymères : polyamide, polyurethane; couleurs transparente, noire, bleue
Orose et al., 2023	Poissons modèles (espèces étudiées non nommées)	Plusieurs groupes expérimentaux, effets généraux observés	Expérimentale	MPs de polyéthylène (polyéthylène vierge)	Expositions contrôlées, mesures comportementales et physiologiques	Altération du comportement (exploration), stress potentiel physiologique
Cruz, 2023	Divers types de poissons	Non précisé (compilation)	Observationnelle (revue narrative)	N/A (pas d'exposition expérimentale)	Synthèse bibliographique, comparaison d'expériences	Bioaccumulation de contaminants (Hg...); stress oxydatif induit ; perturbations enzymatiques

Auteur, année	Organisme(s) étudié(s)	Nombre d'organismes analysés	Type d'étude	Type de plastique utilisé pour le test	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Mohd Roslan and Harun, 2023	Tortues marines (modèle de population)	Modélisation, pas d'individus échantillonnés	Théorique (modèle mathématique)	Plastiques + autres déchets marins	Modèle populationnel, stabilité, simulations temporelles	Fort risque de déclin avec pollution soutenue
Biagi et al., 2021	Tortue caouanne (<i>Caretta caretta</i>)	45 tortues récupérées	Observationnelle	Déchets plastiques naturels ingérés	Analyse des fèces + séquençage 16S/ITS2	Dysbiose intestinale ; probable inflammation intestinale
Puskic, 2023	Oiseaux marins : pétrels, puffins, shearwaters	>500 poussins examinés + donnés de sauvetage	Observationnelle (terrain + analyses santé)	Déchets plastiques naturels (micro/méso/macros)	Nécropsie, histopathologie, microbiome, marqueurs physiologiques, biométrie	Lésions digestives (plaies, fibrose plastique = plasticosis), dysbiose intestinale, altération de la condition corporelle, signes de neurodégénérescence

Auteur, année	Organisme(s) étudié(s)	Nombre d'organismes analysés	Type d'étude	Type de plastique utilisé pour le test	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Fackelmann et al., 2023	Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>) et Puffin de Cory (<i>Calonectris borealis</i>)	169 individus (85 proventricules, 84 cloaques)	Observationnelle	MPs (fragments, fibres)	Séquençage 16S rRNA, analyses de diversité alpha et beta, tests statistiques	Altération de la diversité microbienne intestinale ; augmentation des pathogènes zoonotiques, des microbes résistants aux antibiotiques et des microbes dégradant le plastique
Masseti et al., 2021	Morus bassanus (Fou de Bassan)	2 nids (France et Italie)	Observationnelle	Cordage nautique, plastique divers	Collecte de 654 objets de nidification (277 naturels, 377 plastiques)	Pas d'effets physiopathologiques observés directement
Goswami et al., 2023	Zooplankton : copépodes, chaetognathes, larves de poissons, décapodes	41 échantillons de zooplankton (groupes variés)	Observationnelle (terrain)	N/A (pas d'expérimentation)	Traises avec filet bongo (330 µm), analyse Raman	Ingestion dominante de fragments (55.3 %) malgré fibres abondantes en eau ; accumulation notable dans les larves de poisson (0.57 ± 0.18 MP/ind.)

Auteur, année	Organisme(s) étudié(s)	Nombre d'organismes analysés	Type d'étude	Type de plastique utilisé pour le test	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Botterell et al., 2020	Copépodes (<i>Calanus helgolandicus</i> , <i>Acartia tonsa</i>), larves de homard (<i>Homarus gammarus</i>)	Groupes de dizaines par espèce	Expérimentale (exposition contrôlée)	Billes, fibres, fragments (<100 µm) dynamiquement infusés	Ingestion mesurée avec ou sans infochemicals DMS/DMSP	Infochemicals (DMS) augmente ingestion, forme influence la sélectivité
Acarer Arat, 2024	Phytoplancton, zooplancton, coraux, poissons, tortues, oiseaux marins	Non précisé (revue compilant multiples études)	Observationnelle (revue)	N/A (pas de tests expérimentaux)	Analyse de la littérature existante	Effets rapportés : perturbation du microbiote, stress oxydatif, immunotoxicité, altération de la reproduction, troubles respiratoires chez divers taxons
Santonicola et al., 2023	Poissons commerciaux (anchois, mulets, etc.)	Plusieurs espèces, échantillons variés (jusqu'à plusieurs dizaines)	Observationnelle (revue)	Microfibres synthétiques observées, pas d'exposition en laboratoire	Extraction KOH + microscopie + FT-IR-Revues multiples	Fibres prédominantes (~82 % synthétiques chez poissons)

Auteur, année	Organisme(s) étudié(s)	Nombre d'organismes analysés	Type d'étude	Type de plastique utilisé pour le test	Méthodologie utilisée	Effets / Impacts observés
Honorato-Zimmer et al., 2022	Organismes marins variés (poissons, mollusques, crustacés, oiseaux, etc.)	Non précisé (revue d'études)	Observationnelle (revue)	N/A (pas d'expérimentation)	147 études passées en revue + entretien avec acteurs locaux	Bioaccumulation possible, risque écologique élevé, impact sur espèces commerciales
Gola et al., 2021	Biote marin varié (zooplancton, poisson, mollusques, oiseaux, mammifères)	Non précisé (revue de 132 études)	Observationnelle (revue)	N/A (pas d'expérimentation)	Synthèse revue – données de littérature existante	Ingestion généralisée, accumulation trophique, transport de polluants, perturbation des cycles alimentaires
Gall and Thompson, 2015	693 espèces marines variées	~693 espèces signalées	Observationnelle (revue)	N/A (pas de test)	Revue de littérature : 340 études	Mortalité, étouffement, traumatisme, blocage digestif, perturbation trophique

Annexe 2 : Supplementary materials for “chapitre II”

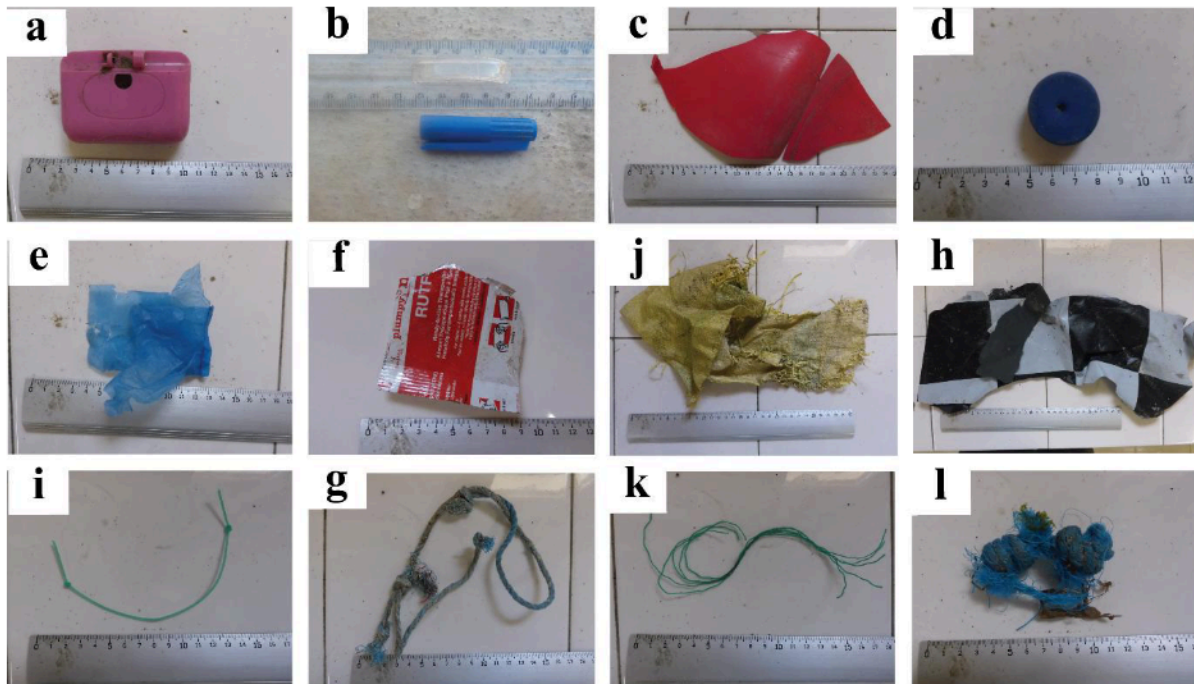


Figure A.1. Plastic debris subcategories removed from beaches and mangroves in Southwestern Madagascar: hard plastics (a-d), soft plastics (e-h), and twine/ropes (i-l).

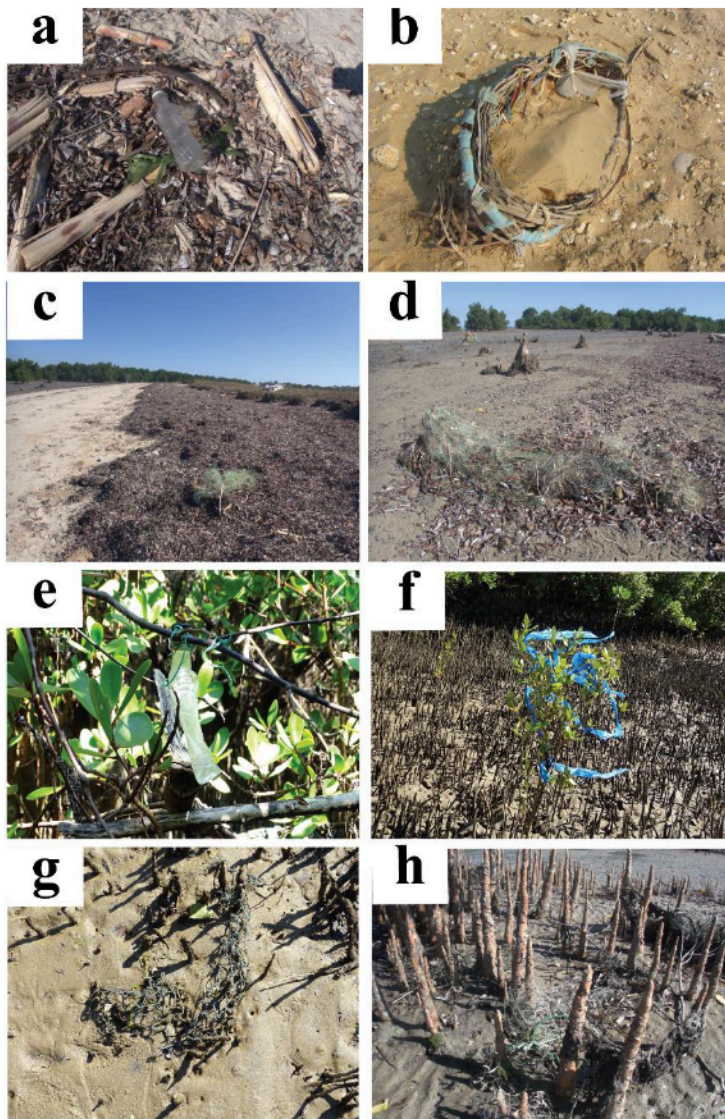


Figure A.2. Accumulation of anthropogenic debris, related and unrelated to marine activities (fishing and aquaculture), in the marine and coastal ecosystems of Southwestern Madagascar. Examples of debris unrelated to marine activities (a and b) and those from fishing (c and d) polluting the beaches. Examples of debris unrelated to marine activities (f), and those from seaweed farming (e) and fishing (g and h) polluting the mangroves.



Figure A.3. Examples of anthropogenic marine debris recycled by Malagasy communities. Shopping bags made from belts used to wrap secondhand clothing bundles (A). A 20L yellow oil container repurposed as a drinking-water jug (B), bucket for storing charcoal (C), flower pot (D), water reservoir for detecting punctures in bicycle tires used by a repairman (E), and feeding bowls for poultry (F). A 1.5L soda bottle repurposed for tamarind juice (G) and as a "lima" used in fishing (H). A 0.5L vinegar bottle repurposed for oil storage (I). A 20L paint bucket reused for storing rice (J).

Table A.1. Density (10^{-2} items m^{-2}) of the synthetic debris types related to the small-scale fisheries and community-based aquaculture identified in beach and mangrove ecosystems at Andrevo, Sarodrano and Toliara, Southwestern Madagascar.

Activities	Debris categories	Debris types	Beaches			Mangroves		
			Andrevo	Sarodrano	Toliara	Andrevo	Sarodrano	Toliara
Fishing	Plastic		8.46	2.28	4.39	0.44	0.07	0.62
		Bottle beverage	1.68	1.1	0.56	0.39	0.07	0.51
		Fishing line		0.15	0.03			0.07
		Fishing net	0.26	0.63	0.31	0.36	0.07	0.12
		Mosquito net	1.41	0.33	0.05	0.04	0.07	0.32
	Rubber	Rope/ String		0.11	0.9		0.01	0.01
		Shoes-Flip flops		0.11	0.9		0.01	0.01
Fishing/seaweed farming			2.48	1.8	0.69	1.12	0.06	1.87
	Plastic		2.48	1.8	0.69	1.12	0.06	1.87
		Rope/ String	2.48	1.8	0.69	1.12	0.06	1.87
sea cucumber farming				0.08		0.01	0.06	
	Plastic			0.08		0.01	0.06	
		Grid		0.08		0.01	0.06	
Seaweed farming			0.25	0.31		0.06	0.06	0.05
	Plastic		0.25	0.31		0.06	0.06	0.05
		Bottle beverage	0.08	0.01		0.04	0.04	0.05
		Rope/ String	0.18	0.3		0.02	0.02	

Table A.2. Accumulation (10^{-2} items m^{-2} day^{-1}) of the synthetic debris types related to the small-scale fisheries and community-based aquaculture identified in beach and mangrove ecosystems at Andrevo, Sarodrano and Toliara, Southwestern Madagascar.

Activities	Debris categories	Debris types	Beach			Mangrove		
			Andrevo	Sarodrano	Toliara	Andrevo	Sarodrano	Toliara
Fishing	Plastics		0.90	0.96	1.18	0.97	0.03	0.76
		Bottle beverage	-	-	-	-	-	0.02
		Fishing line	-	0.12	0.12	0.00	0.01	0.30
		Fishing net	0.56	0.44	0.06	0.48	0.02	0.13
		Mosquito net	0.34	0.28	0.03	0.49	-	0.11
		Rope/ String (synthetic)	-	0.09	0.29	-	0.00	0.16
Rubber		-	0.04	0.69	-	-	0.04	
	Shoes-Flip flops	-	0.04	0.69	-	-	0.04	
		1.43	0.76	1.28	1.82	0.07	1.06	
Fishing/seaweed farming	Plastics		1.43	0.76	1.28	1.82	0.07	1.06
		Rope/ String (synthetic)	1.43	0.76	1.28	1.82	0.07	1.06
			0.01	0.04	0.01	0.01	0.03	0.01
Sea cucumber farming	Plastics		0.01	0.04	0.01	0.01	0.03	0.01
		Grid	0.01	0.04	0.01	0.01	0.03	0.01
			0.02	0.89	0.05	0.05	0.12	0.02
Seaweed farming	Plastics		0.02	0.89	0.05	0.05	0.12	0.02
		Bags-woven (Polypropylene)	-	-	-	0.01	-	-
		Bottle beverage	0.01	0.02	0.02	0.04	0.04	0.02
	Rope/ String (synthetic)	0.01	0.87	0.03	-	0.08	0.00	

Annexe 3 : Supplementary materials for “chapitre III”

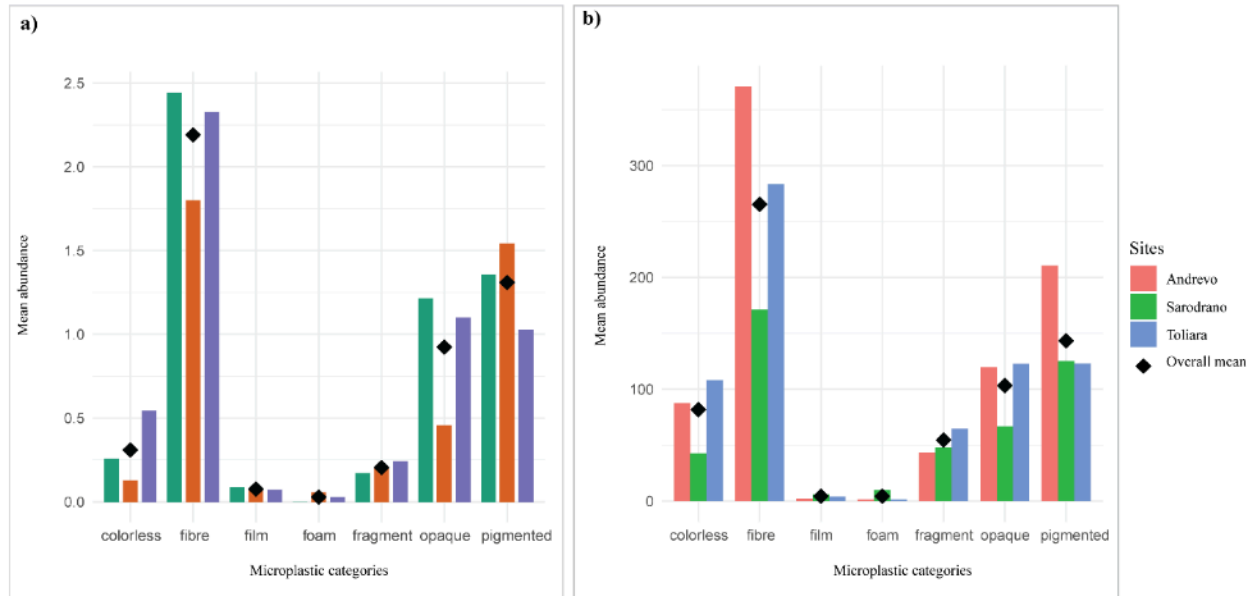


Figure A.1: Histogram of mean abundances of microplastic characteristics by site for samples extracted from sediments (a) and sea surface waters (b) in Southwestern Madagascar. The black diamond indicates the overall mean across all sites.

Annexe 4 : Supplementary materials for “chapitre V”

Table S1: Example of typical SEM-EDX spectrum values obtained from organic microfilaments (MFs) and petro-sourced MFs from marine coastal sediments in Southwestern Madagascar.

Sample	Spectra	C (%)	O (%)	F (%)	Na (%)	Mg (%)	Al (%)
Organic MFs	14	37.31	43.09	0.60	1.97	0.63	4.89
Organic MFs	17	32.32	43.27	1.02	2.07	0.74	5.93
Organic MFs	20	43.58	40.67	0.58	1.61	0.49	3.65
Organic MFs	22	21.75	38.69	0.22	2.09	0.43	7.42
Petro-sourced MFs	316	74.51	22.04	0.00	0.62	0.08	0.42
Petro-sourced MFs	317	77.17	19.69	0.00	0.26	0.05	0.37
Petro-sourced MFs	318	69.27	24.92	0.00	0.34	0.18	1.38
Petro-sourced MFs	319	71.24	22.53	0.00	0.87	0.17	1.15
Petro-sourced MFs	320	76.27	22.18	0.00	0.15	0.05	0.17

Sample	Spectra	Si (%)	P (%)	Cl (%)	K (%)	Ca (%)
Organic MFs	14	8.65	0.00	2.02	0.68	0.18
Organic MFs	17	10.53	0.00	2.46	0.86	0.82
Organic MFs	20	6.64	0.00	2.03	0.57	0.17
Organic MFs	22	19.26	0.00	2.66	7.39	0.09
Petro-sourced MFs	316	0.62	0.00	1.40	0.06	0.24
Petro-sourced MFs	317	0.89	0.00	1.16	0.12	0.29
Petro-sourced MFs	318	2.41	0.00	1.05	0.18	0.27
Petro-sourced MFs	319	2.28	0.00	1.39	0.18	0.20
Petro-sourced MFs	320	0.30	0.00	0.67	0.00	0.21

Table S2: Surface composition from SEM-EDX analysis of the four macroplastics samples (Macroplastic 1 to Macroplastic 4) and three seaweed samples (Seaweed 1 to Seaweed 3) collected in southwestern Madagascar. The C/O ratio determined per spectrum from each of the 21 points (3 points/sample) distributed across all samples.

Sample	Spectra	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	C/O
Macroplastic 1	219	76.36	22.98	0.29	0.38	3.32
Macroplastic 1	218	77.46	21.37	0.45	0.73	3.62
Macroplastic 1	217	90.39	9.56	0.05	0.00	9.46
Macroplastic 2	223	63.72	35.76	0.27	0.24	1.78
Macroplastic 2	222	65.47	34.39	0.08	0.07	1.90
Macroplastic 2	221	65.91	33.32	0.2	0.57	1.98
Macroplastic 3	225	36.98	44.64	6.86	11.51	0.83
Macroplastic 3	226	62.89	33.29	1.53	2.29	1.89
Macroplastic 3	227	65.49	20.55	4.60	9.37	3.19
Macroplastic 4	239	63.61	35.77	0.28	0.34	1.78
Macroplastic 4	237	63.30	35.44	0.47	0.79	1.79
Macroplastic 4	238	70.82	28.96	0.22	0.00	2.45
Seaweed 1	231	27.23	71.83	0.62	0.32	0.38
Seaweed 1	229	33.89	64.20	0.67	1.23	0.53
Seaweed 1	230	38.64	58.35	1.38	1.63	0.66
Seaweed 2	234	30.57	68.62	0.62	0.19	0.45
Seaweed 2	235	31.87	67.02	1.07	0.04	0.48
Seaweed 2	233	31.04	49.00	5.93	14.03	0.63
Seaweed 3	242	17.68	80.69	1.24	0.39	0.22
Seaweed 3	241	21.24	74.46	1.77	2.53	0.29
Seaweed 3	240	25.95	71.00	1.12	1.92	0.37

Table S3: Surface composition of the fishing net sample (Macroplastic 3) from a second SEM-EDX analysis, and C/O ratio of between the macroplastic (M) and biofouling(B) zones.

Pointed zone	Spectra	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	C/O
M	346	75.31	21.58	1.17	1.95	3.49
M	347	41.09	36.34	8.00	14.57	1.13
M	349	81.89	15.72	0.86	1.53	5.21
B	350	30.13	45.36	8.72	15.79	0.66
B	351	34.79	53.58	4.02	7.61	0.65
B	352	29.49	46.34	9.00	15.17	0.64
B	354	27.44	52.87	6.32	13.38	0.52
B	355	35.56	37.96	6.29	20.18	0.94
M	356	76.66	21.24	0.81	1.29	3.61
B	357	43.71	47.08	3.44	5.77	0.93
M	358	60.40	31.45	2.97	5.17	1.92

Table S4: Identification results for the 38 filament particles isolated from PRMPs extracted in environmental samples of southwestern Madagascar, obtained from five observers (obs_1 to obs_5) using optical photo analysis and from SEM-EDX analysis. “1” denotes a plastic particle identification and "0" denotes other materials.

ID sample	obs 1	obs 2	obs 3	obs 4	obs 5	SEM EDX
sp_19	1	1	0	0	0	0
sp_20	1	1	0	1	0	1
sp_21	1	0	0	0	0	1
sp_22	1	1	1	1	1	1
sp_23	1	1	1	1	1	1
sp_24	0	0	0	0	0	1
sp_25	1	1	1	1	1	1
sp_26	1	0	0	0	0	1
sp_27	1	1	0	1	1	1
sp_28	1	0	1	1	1	1
sp_29	0	0	0	0	0	0
sp_30	0	0	0	0	0	1
sp_31	1	1	1	1	1	1
sp_32	0	1	0	0	0	1
sp_33	1	0	0	0	0	0
sp_34	1	1	1	1	1	1
sp_35	1	1	1	1	1	1
sp_36	1	0	0	0	0	1
sp_37	1	0	0	0	0	0
sp_38	0	1	1	0	1	1
sp_1	1	1	1	1	1	1
sp_2	0	1	1	1	1	1
sp_3	1	1	1	1	1	1
sp_4	1	1	0	0	0	1
sp_5	1	1	1	1	1	0
sp_6	0	1	0	0	1	1
sp_7	1	1	1	1	1	1
sp_8	1	1	1	1	1	1
sp_9	0	1	1	1	0	1
sp_10	1	1	1	1	1	0
sp_11	0	0	0	0	1	1
sp_12	1	1	1	1	1	1
sp_13	1	0	1	1	1	1
sp_14	1	0	1	1	1	1
sp_15	1	0	1	1	1	1
sp_16	1	0	1	1	1	1
sp_17	1	0	1	1	1	0
sp_18	1	0	1	1	1	1

Table S4: EDX results and C/O ratio, determined per spectrum, for the 38 studied filaments.

ID_sample	Spectra	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	C/O
sp_1	360	60.49	38.15	0.35	1.00	1.59
sp_1	361	63.94	35.81	0.17	0.07	1.79
sp_1	362	65.73	33.96	0.17	0.15	1.94
sp_2	364	73.67	24.70	1.34	0.29	2.98
sp_2	365	60.85	34.40	2.27	2.48	1.77
sp_2	366	64.58	34.34	0.61	0.46	1.88
sp_3	374	68.79	31.09	0.12	0.00	2.21
sp_3	375	55.27	44.43	0.10	0.20	1.24
sp_3	376	88.51	10.54	0.42	0.53	8.40
sp_4	410	61.80	37.74	0.15	0.31	1.64
sp_4	411	69.36	29.92	0.13	0.59	2.32
sp_4	412	61.13	38.73	0.04	0.10	1.58
sp_5	414	36.41	58.63	1.63	3.33	0.62
sp_5	415	16.90	43.30	14.25	25.55	0.39
sp_5	416	32.51	63.32	1.81	2.36	0.51
sp_6	418	47.60	39.59	5.10	7.71	1.20
sp_6	419	60.20	33.30	2.74	3.76	1.81
sp_6	420	35.10	36.33	10.70	17.87	0.97
sp_7	422	55.73	43.72	0.12	0.44	1.27
sp_7	423	65.80	33.75	0.16	0.29	1.95
sp_7	424	54.39	45.38	0.18	0.05	1.20
sp_8	430	74.77	25.08	0.15	0.00	2.98
sp_8	431	64.40	35.51	0.09	0.00	1.81
sp_8	432	72.26	27.56	0.19	0.00	2.62
sp_9	438	53.44	46.35	0.21	0.00	1.15
sp_9	439	53.35	44.58	0.91	1.16	1.20
sp_9	440	54.71	44.67	0.29	0.33	1.22
sp_10	394	38.18	61.04	0.26	0.52	0.63
sp_10	395	49.03	48.84	0.84	1.29	1.00
sp_10	396	38.53	54.21	1.40	5.86	0.71
sp_11	398	57.60	41.81	0.18	0.41	1.38
sp_11	399	57.33	36.69	1.80	4.18	1.56
sp_11	400	54.35	44.65	0.20	0.80	1.22
sp_12	406	59.68	40.08	0.17	0.07	1.49
sp_12	407	69.07	30.32	0.30	0.31	2.28
sp_12	408	58.38	41.22	0.19	0.20	1.42
sp_13	378	84.12	15.00	0.37	0.51	5.61
sp_13	379	89.67	9.84	0.23	0.26	9.11
sp_13	380	79.87	18.50	0.54	1.10	4.32

Table S4: (next)

ID_sample	Spectra	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	Total (%)	C/O
sp_14	382	61.36	37.67	0.46	0.50	100	1.63
sp_14	383	66.51	31.17	1.00	1.32	100	2.13
sp_14	384	65.59	33.95	0.21	0.25	100	1.93
sp_15	386	64.32	35.51	0.17	0.00	100	1.81
sp_15	387	72.91	25.97	0.61	0.50	100	2.81
sp_15	388	66.63	33.27	0.10	0.00	100	2.00
sp_16	450	59.66	39.57	0.07	0.70	100	1.51
sp_16	451	81.94	15.68	0.58	1.79	100	5.23
sp_16	452	60.97	38.32	0.18	0.54	100	1.59
sp_17	454	43.98	53.18	0.67	2.18	100	0.83
sp_17	455	39.91	52.57	2.38	5.14	100	0.76
sp_17	456	42.58	53.58	0.60	3.24	100	0.79
sp_18	462	55.55	43.98	0.15	0.33	100	1.26
sp_18	463	60.34	38.70	0.33	0.63	100	1.56
sp_18	464	40.83	51.93	2.33	4.92	100	0.79
sp_19	299	6.13	50.12	0.03	43.72	100	0.12
sp_19	300	5.17	51.83	0.02	42.98	100	0.10
sp_19	301	6.13	52.00	0.01	41.86	100	0.12
sp_20	279	55.37	27.46	3.03	14.14	100	2.02
sp_20	280	35.17	47.20	6.06	11.57	100	0.75
sp_20	281	46.23	44.01	3.00	6.76	100	1.05
sp_21	283	53.00	46.26	0.29	0.46	100	1.15
sp_21	284	56.69	42.90	0.16	0.25	100	1.32
sp_21	285	62.61	36.45	0.43	0.51	100	1.72
sp_22	291	51.86	44.36	1.17	2.60	100	1.17
sp_22	292	61.32	38.41	0.18	0.08	100	1.60
sp_22	293	71.25	28.53	0.10	0.12	100	2.50
sp_23	287	66.48	33.29	0.23	0.00	100	2.00
sp_23	288	71.60	28.28	0.06	0.06	100	2.53
sp_23	289	67.18	32.57	0.24	0.00	100	2.06
sp_24	263	62.99	36.58	0.43	0.00	100	1.72
sp_24	264	68.14	31.61	0.25	0.00	100	2.16
sp_24	265	54.73	44.18	0.54	0.55	100	1.24
sp_25	271	49.12	49.55	0.40	0.92	100	0.99
sp_25	272	54.80	43.59	0.61	1.00	100	1.26
sp_25	273	52.01	46.87	0.31	0.82	100	1.11
sp_26	275	48.79	49.33	0.88	1.00	100	0.99
sp_26	276	44.32	50.61	2.01	3.06	100	0.88
sp_26	277	54.77	44.25	0.58	0.40	100	1.24

Table S4: (next)

ID_sample	Spectra	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	Total (%)	C/O
Sp_27	259	71.11	28.80	0.08	0.00	100	2.47
sp_27	260	72.22	27.64	0.13	0.00	100	2.61
sp_27	261	50.75	48.99	0.26	0.00	100	1.04
sp_28	267	85.92	13.97	0.08	0.03	100	6.15
sp_28	268	84.93	14.23	0.39	0.45	100	5.97
sp_28	269	73.11	25.55	0.37	0.97	100	2.86
sp_29	324	43.82	53.30	0.79	2.09	100	0.82
sp_29	325	33.77	63.33	1.17	1.73	100	0.53
sp_29	326	46.85	50.41	0.65	2.09	100	0.93
sp_30	328	48.76	44.91	2.36	3.97	100	1.09
sp_30	329	51.84	43.89	1.57	2.69	100	1.18
sp_30	330	53.93	42.97	1.18	1.92	100	1.26
sp_31	332	47.47	49.39	1.17	1.97	100	0.96
sp_31	333	60.72	38.34	0.47	0.48	100	1.58
sp_31	334	52.38	38.89	3.39	5.33	100	1.35
sp_32	336	53.30	44.67	0.62	1.40	100	1.19
sp_32	337	58.76	38.29	0.96	1.98	100	1.53
sp_32	338	54.72	42.39	0.80	2.09	100	1.29
sp_33	340	9.32	45.77	14.61	30.30	100	0.20
sp_33	341	7.97	52.90	15.81	23.32	100	0.15
sp_33	342	9.75	52.35	15.23	22.66	100	0.19
sp_34	303	52.79	43.81	0.94	2.47	100	1.20
sp_34	304	59.92	39.12	0.42	0.53	100	1.53
sp_34	305	53.84	45.42	0.29	0.44	100	1.19
sp_35	307	72.59	27.31	0.11	0.00	100	2.66
sp_35	308	70.70	29.08	0.18	0.04	100	2.43
sp_35	309	73.40	26.58	0.03	0.00	100	2.76
sp_36	312	61.67	32.58	1.96	3.79	100	1.89
sp_36	313	71.02	28.37	0.34	0.27	100	2.50
sp_36	314	47.98	43.95	3.20	4.87	100	1.09
sp_37	316	41.66	56.38	0.74	1.22	100	0.74
sp_37	317	51.02	47.18	0.80	1.01	100	1.08
sp_37	318	47.25	47.77	1.98	3.00	100	0.99
sp_38	320	75.55	20.30	1.39	2.77	100	3.72
sp_38	321	80.70	17.35	0.92	1.03	100	4.65
sp_38	322	85.19	14.54	0.10	0.17	100	5.86