Amélie BOURDIN, Guillaume VEILLET, Léa JOLY, Thaïs PRAT, Jérémy THERRY, Jérémy DENIS, Rachid AMARA

Université du Littoral Côte d'Opale
Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences
28 Avenue Foch, 62930 Wimereux

Rapport d'avancement, novembre 2024

Projet ENOCO
Evaluation des Nourriceries côtières et des quantités de microplastiques dans la chaine TrOphique
Mise en Cohérence des suivis sur le parc naturel marin des estuaires picards et de la mer d'Opale

Sommaire

Contexte **4**

Objectifs du projet **5**

1. Mise en cohérence des données des campagnes d'étude des nourriceries côtières et estuariennes, bancarisation et identification des lacunes **6**

1.1 Les campagnes Nourriceries **6**

1.1.1 Campagne NOURSOM 7

1.1.2 Campagne NOURMANCHE 7

1.2 Suivis dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau dans les estuaires **7**

1.3 Les campagnes d'étude ponctuelles **8**

1.3.1 Campagne Littoral NPC 8

1.3.2 Campagne DYNOUR 8

1.3.3 Campagne ESTRAN 8

1.3.4 Campagne MIGRATEUR 8

1.4 Bancarisation des données des campagnes d'étude ponctuelles **8**

1.5 Identification des lacunes **8**

2. Mise en place d'une campagne d'échantillonnage **10**

2.1 Zone d'étude **10**

2.2 Stratégie d'échantillonnage **10**

2.3 Traitement des échantillons **11**

2.4 Premiers résultats **12**

3. Evaluation de la contamination des juvéniles de poissons par les microplastiques **13**

3.1 Zone d'étude et stratégie d'échantillonnage **13**

3.2 Protocole d'analyse des quantités de microplastiques **13**

3.2.1 Contrôle de la contamination 13

3.2.2 Préparation des échantillons 13

3.2.3 Observations et mesures des particules 14

4. Evaluation de la contamination en microplastiques des filets anti-prédateurs en mytiliculture **16**

4.1 Zone d'étude **16**

4.2 Stratégie d'échantillonnage et préparation des échantillons **17**

4.3 Protocole d'analyse **17**

4.3.1 Contrôle de la contamination 17

4.3.2 Préparation des échantillons 17

4.3.3 Observations et mesures des microplastiques 18
4.3.4 Traitement des données 18

4.4 Résultats 19
4.4.1 Comparaison des poids frais des moules 19
4.4.2 Quantité de microplastiques 19
4.4.3 Contamination en microplastiques 20
4.4.4 Quantité de fibres de microplastiques 21
4.4.5 Taille des microplastiques 24

4.5 Discussion des résultats 25
4.5.1 Comparaison spatiale des quantités de microplastiques dans les moules .. 25
4.5.2 Comparaison des microplastiques en fonction du filet biodégradable et conventionnel 27

4.6 Conclusion 28

Perspectives du projet ENOCO 29

Bibliographie 30

Contexte

Les écosystèmes côtiers, situés à l'interface entre la terre et la mer, sont des milieux complexes (McLusky & Elliot, 2004). Ils abritent une grande diversité d'espèces qui y transitent, s'y reproduisent et/ou y grandissent. Ces zones jouent un rôle crucial en tant d'habitats de migration, de reproduction et d'alimentation pour de nombreuses espèces de poissons. Leur fonction de nourricerie est essentielle dans le cycle de vie des espèces, offrant des refuges contre la prédation et des ressources alimentaires abondantes. Les conditions environnementales de ces milieux favorisent la croissance et la survie des juvéniles jusqu'à leur intégration dans la population d'adultes (Selleslagh & Amara, 2008). Ces écosystèmes côtiers, désignés comme Zones de Conservation Halieutique (ZCH), sont considérés comme des zones fonctionnelles essentielles pour le renouvellement des ressources halieutiques (Regimbart et al., 2018). En tenant compte de leur importance, 44% des espèces d'intérêt halieutique évaluées au niveau européen dépendent de ces zones côtière et/ou estuariennes à un moment donné de leur cycle de vie, représentant ainsi 77% du tonnage des débarquements (Seitz et al., 2014).

Le Parc Naturel Marin des estuaires Picards et de la mer d'Opale (PNM-EPMO) s'étend de la côte jusqu'au dispositif de séparation du trafic maritime, englobant plusieurs estuaires comme la Slack, le Wimereux et les baies de Canche, de l'Authie et de la Somme, qui jalonnent la plaine maritime picarde ouvertes sur la Manche (Figure 1). Cette région constitue une zone économique clé, où coexistent diverse activités telles que la pêche, le tourisme, l'exploitation des ressources vivantes et non vivantes, tout en supportant un trafic maritime dense. De plus, elle un passage stratégique pour les masses d'eaux reliant l'Atlantique à la Mer du Nord et abrite des zones riches pour la pêche professionnelle, en raison des nourriceries, des frayères et des voies de migration d'espèces commerciales, étroitement liés aux conditions environnementales caractéristiques spécifiques (Carpentier et al., 2009).

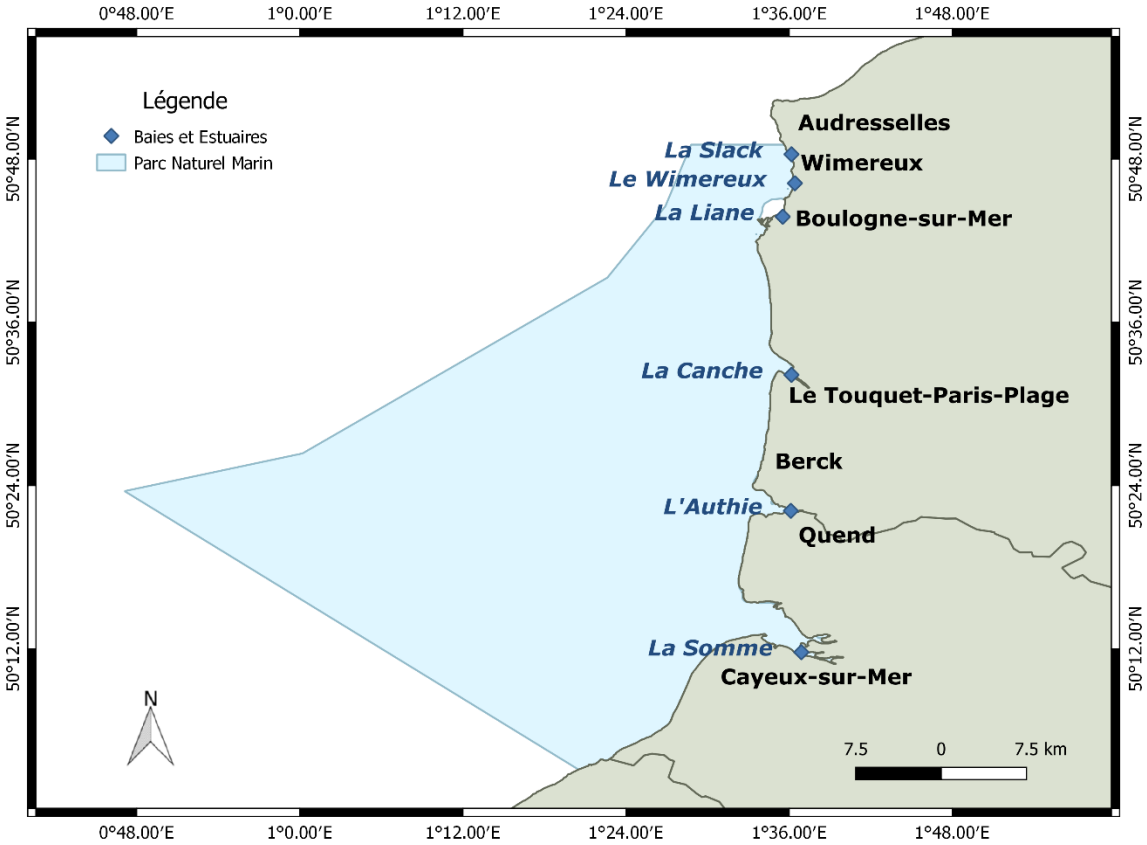

Figure 1 : Zones de nourriceries dans les estuaires et les baies du Parc Naturel Marin des estuaires Picards et de la mer d'Opale.

La zone côtière du PNM-EPMO joue un rôle essentiel en tant que nourricerie pour les juvéniles de poissons, notamment les poissons plats d'intérêt commercial tels que la sole commune (*Solea solea*, Linnaeus, 1758), la plie (*Pleuronectes platessa*, Linnaeus, 1758) et le flet (*Platichthys flesus*, Linnaeus, 1758) (Amara et al., 2007; Gilliers et al., 2004; Laurent et al., 2022). Ces espèces sont fortement pêchées en Manche Orientale (Riou et al., 2001). Les nourriceries côtières du Parc couvrent plus de 118 Km et se caractérisent par des habitats constitués de sables fins envasés, qui s'étend jusqu'à l'isobathe 15 m de profondeur. Les six estuaires présents dans le Parc, constituent des zones particulièrement favorables aux nourriceries, car les plus fortes concentrations de juvéniles y sont observées à proximités des embouchures (Amara, 2001).

Dans le cadre de ses orientations de gestion, le PNM-EPMO a identifié la préservation des nourriceries côtières comme une priorité. Cela s'inscrit dans la mise en œuvre des programmes de surveillances et des mesures prévues par le Plan d'Action pour le Milieu Marin, ainsi que dans les obligations du Parc relatives au réseau européen Natura 2000 et à la préservation et restauration des zones fonctionnelles. Une compréhension approfondie des nourriceries côtières est essentielle pour garantir une exploitation durable des ressources halieutiques et pour gérer les habitats abritant des espèces d'intérêt économiques et de conservation**.** Cette connaissance est particulièrement cruciale dans le contexte des changements globaux, afin d'identifier, de comprendre et de suivre les dynamiques de ces habitats.

La croissance et la survie des individus sont maximisées lorsque les nourriceries présentent une qualité optimale. Cependant, ces habitats sont soumis à la variabilité des facteurs environnementaux (par ex. température, concentration en oxygène, prédation, disponibilité des ressources) ainsi qu'aux pressions anthropiques, comme les modification du débit des fleuves ou des paramètres physico-chimiques de l'eau (Amara et al., 2007; Gilliers et al., 2004). Les écosystèmes côtiers figurent parmi les environnements les plus vulnérables, en raison des fortes pressions exercées par les activités humaines, qui menacent leur équilibre et leur intégrité écologique (Halpern et al., 2008).

Parmi ces pressions, la pollution plastique, en particulier celles liée aux microplastiques, engendre des impacts négatifs significatifs sur la biodiversité et les écosystèmes. Ces polluants sont désormais reconnus comme des facteurs perturbant les écosystèmes, comparables au réchauffement climatique, à la surpêche ou encore aux espèces invasives (Stafford & Jones, 2019). Etant donnée le rôle écologique important des écosystèmes côtiers en tant que nourricerie, les études sur l'ingestion de microplastiques par les juvéniles de poissons et leurs proies potentielles restent encore très limitées. Conscient de ces enjeux, le PNM-EPMO s'attache à réduire la présence des déchets plastiques dans son périmètre afin de limiter leur impact sur la faune, la flore et les usagés, tout en contribuant à la préservation de ces habitats essentiels.

Objectifs du projet

Ce projet comporte plusieurs objectifs portant sur les nourriceries côtières dans le périmètre du PNM-EPMO, qui consiste à :

1. Analyser les données existantes issues des suivis des peuplements ichtyologiques dans la zone d'étude et d'identifier les lacunes.
2. Standardiser et bancariser les données des suivis dans une base de données uniques, mettre en place de nouvelles campagnes d'échantillonnages suivants les lacunes identifiées en amont.
3. Déterminer le fonctionnement des nourriceries côtières, la dynamique spatio-temporelle des peuplements ichtyologiques et leurs évolutions au cours des deux dernières décennies.
4. Evaluer les quantités de microplastiques intégrées par les juvéniles de poissons et leurs potentielles proies.
5. Evaluer et comparer les quantités de microplastiques dans les moules sur certaines concessions en mytiliculture équipées de filet anti-prédateur biodégradables.

1. Mise en cohérence des données des campagnes d'étude des nourriceries côtières et estuariennes, bancarisation et identification des lacunes

Dans le périmètre du PNM-EPMO, plusieurs campagnes d'étude ont été réalisées pour caractériser les nourriceries côtières et estuariennes, en mettant l'accent sur les peuplements ichtyologiques. Ces campagnes se distinguent par leur fréquence (récurrente ou ponctuelle), leurs emprises géographiques variées et leurs objectifs spécifiques (Tableau 1).

Tableau 1 : Synthèse des campagnes d'étude des nourriceries côtières et estuariennes dans le périmètre du PNM-EPMO.

Nom de la campagne d'étude	Zone d'étude	Année	Période	Zone	Nombre de stations moyens
NOURSOM	Baie Somme	1979-2023	Eté (79-83) Automne (84-23)	Subtidale et estuarienne	~50 st.
NOURMANCHE NOURCANCHE	Baie Canche et Authie	2018, 2020, 2022	Automne septembre-octobre	Subtidale	Entre 24-30 st.
Littoral NPC	Audresselles-Tréport	1999-2000	Automne septembre-octobre	Subtidale	Entre 37-58 st.
Dynour	Baie Canche	2000	Printemps-Eté mars-juillet	Subtidale	~7 st.
Migrateur	Estuaires : Slack, Wimereux, Liane, Canche, Authie, Somme	2019-2020	Saisonnier	Estuarienne	19 st. 3-4 st./estuaire
Estran	Audresselles-Cayeux-sur-mer	2000, 2009-2007, 2009-2013, 2017-2019	Printemps-Eté (St-Cécile) Mensuelle (17-19)	Intertidale	Entre 1-8 st.
DCE Liteau II	Estuaires : Slack, Wimereux, Canche, Authie, Somme	2006-2007, 2009, 2012-2015, 2019-2023	Printemps avril-juin Eté août-septembre Automne septembre-octobre Hiver janvier-mars	Estuarienne	Entre 5-10 st./estuaire

La mise en cohérence des données issues de ces études constitue une étape importante pour leur bancarisation, en permettant d'identifier les lacunes dans les connaissances existantes et de mieux orienter les futures recherches.

1.1 Les campagnes Nourriceries

Les campagnes Nourriceries font partie intégrante du programme de surveillance poissons démersaux dans les milieux meubles côtiers, mené dans le cadre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM). Leur principal objectif est de caractériser l'état écologique des peuplements et d'évaluer la fonctionnalité des habitats de nourriceries. Ces données permettent de calculer des indicateurs du bon état écologiques requis par la DCSMM, essentiels à la mise en place de mesures de gestion écosystémiques favorisant des usages durables.

Afin d'améliorer la compréhension du fonctionnement des écosystèmes côtiers à différentes échelles spatiales, que ce soit au niveau régional (étude d'une baie) ou national (comparaison inter-baies), plusieurs campagnes Nourriceries ont été conduites en Manche-mer du Nord, au sein du périmètre du PNM-EPMO, sous la coordination de l'Ifremer.

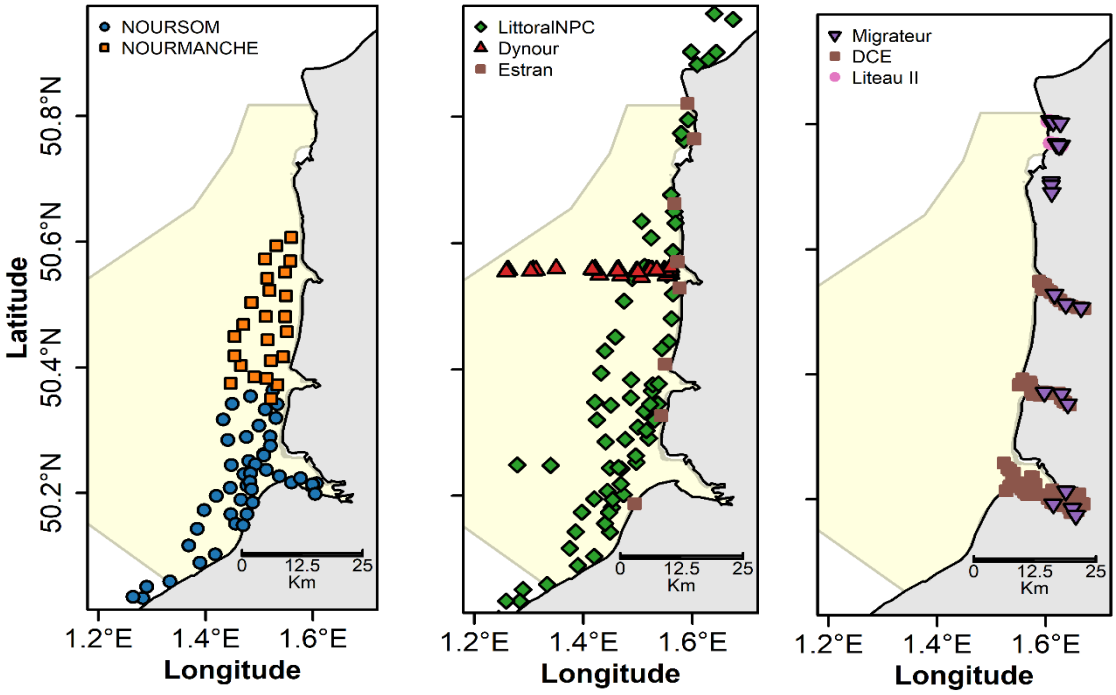

Figure 2 : Campagnes d'études des nourriceries côtières et estuariennes réalisées dans le PNM-EPMO. Localisation des stations échantillonnées.

1.1.1 Campagne NOURSOM

La campagne NOURSOM fait partie du suivi du Centre National de Production d'Electricité (CNPE) de Penly et elle a ensuite intégrée les campagnes de la DCSMM (Schlaich et al., 2016). Elle est réalisée par Ifremer chaque année depuis 1979, en fin d'été ou début d'automne, dans la Baie de la Somme (Tableau 1 & Figure 2). Les prélèvements sont réalisés sur environ cinquante stations. Dans les zones subtidales, un chalut à perche de 3 mètres d'ouverture horizontale (type CP3rM) est utilisé, tandis qu'en zones estuariennes, un chalut à perche de 2 mètres d'ouverture horizontale (type CP2rM) est employé (Delaunay & Brind'amour, 2018).

1.1.2 Campagne NOURMANCHE

La campagne NOURMANCHE, mise en œuvre dans la continuité de NOURCANCHE, est menée par Ifremer tous les deux ans depuis 2018 grâce à un financement du ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, (Lazard et al., 2021). Elle se déroule en automne (septembre-octobre) et cible les zones subtidales des baies de la Canche et de l'Authie. Les prélèvements sont réalisés sur 24 à 30 stations à l'aide d'un chalut à perche de type CP3rM (Tableau 1 & Figure 2).

1.2 Suivis dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau dans les estuaires

Dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), des campagnes de suivi sont menées à l'échelle nationale sur les estuaires des façades Manche et Atlantique pour évaluer la qualité des eaux de transition. Ces suivis visent à mesurer un indicateur multi-métrique basé sur les données de prélèvement des peuplements ichtyologiques, également appelé indicateur poisson (Girardin et al., 2009).

La campagne Liteau II a été menée principalement dans les estuaires de la Canche, de l'Authie et de la Somme (Tableau 1 & Figure 2). Réalisée depuis 2006, principalement au printemps et à l'automne, elle consiste en des prélèvements effectués sur 5 à 10 stations par estuaire à l'aide d'un chalut à perche de type CP2rM (Girardin et al., 2009).

1.3 Les campagnes d'étude ponctuelles

Plusieurs campagnes d'étude ponctuelles des nourriceries côtières et estuariennes ont été menées par le Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences, afin de comprendre la structure, le fonctionnement et la dynamique des populations ichtyologiques, notamment les juvéniles de poissons bentho-démersaux des fonds meubles situés en deçà des isobathes de 20m (Projet Littoral NPC) (Amara, 2001), ceux des estrans sableux (Projet ESTRAN) (Amara et al., 2019) et les poissons migrateurs amphihalins des estuaires (Projet MIGRATEURS) (Denis et al., 2021). Ces suivis ont permis d'inventorier et de caractériser l'état des populations et de leurs habitats, ainsi que du fonctionnement des écosystèmes.

1.3.1 Campagne Littoral NPC

La campagne Littoral NPC est un suivi ponctuel, réalisé au cours de deux années en 1999 et 2000, durant l'automne (septembre-octobre), dans la zone subtidale le long de la côte, depuis Dunkerque jusqu'à la baie de Seine. (Tableau 1 & Figure 2) Les prélèvements ont été effectués au chalut à perche de type CP3rM sur un total de 37 à 58 stations (Amara, 2001).

1.3.2 Campagne DYNOUR

Cette campagne ponctuelle a été réalisée en 2000 dans les zones subtidales de la baie de Canche, durant la période estivale (mars-juillet) (Tableau 1 & Figure 2). L'échantillonnage a eu lieu sur environ 7 stations à l'aide du chalut à perche de type CP3rM.

1.3.3 Campagne ESTRAN

La campagne ESTRAN s'est déroulée dans la zone intertidale le long du périmètre du Parc d'Audresselles à Cayeux-sur-Mer entre 2017 et 20109 (Tableau 1 & Figure 2). Les échantillons ont été prélevés au chalut à perche de 1,50 m (Amara et al., 2019).

1.3.4 Campagne MIGRATEUR

Le suivi Migrateur a été mené sur deux années (2019-2020) dans les estuaires de la Slack, du Wimereux, de la Liane, de la Canche, de l'Authie et de la Somme (Tableau 1 & Figure 2). Les prélèvements ont été effectués à l'aide de filets verveux, spécifiquement conçus pour les poissons migrateurs (Selleslagh & Amara, 2008), sur 3 à 4 stations par estuaire à chaque saison (Denis et al., 2021).

1.4 Bancarisation des données des campagnes d'étude ponctuelles

Les données issues des campagnes d'étude ponctuelles réalisés dans les nourriceries côtières et estuariennes du périmètre du PNM-EPMO sont actuellement en cours de standardisation, de mise en forme et de bancarisation dans la base de données ESTAMP. L'objectif est de créer une base de données commune pour les suivis ponctuelles des peuplements ichtyologiques.

1.5 Identification des lacunes

Les campagnes de suivi régulières des peuplements ichtyologiques dans le PNM-EPMO, telles que celles de NOURSOM et NOURMANCHE, offrent une couverture spatiale et temporelle des nourriceries côtières, tandis que les suivis de la DCE assurent un suivi continu dans les estuaires. Toutefois, il subsiste un manque d'informations concernant la partie subtidale dans le nord du Parc, et notamment les estuaires de la Slack et du Wimereux. En effet, la partie nord du Parc, cruciale pour les juvéniles et particulièrement pour les espèces migratrices, doit être davantage intégrée dans des campagnes récurrentes afin de combler ces lacunes et ainsi fournir des informations complètes sur l'ensemble de la zone du Parc, ce qui permettrait de mieux comprendre les dynamiques et les évolutions des

populations ichtyologiques. Des campagnes d'étude ponctuelles ont permis de compléter les données sur des zones spécifiques dans le Parc, telles que les zones intertidales, ou sur des espèces particulières, comme les poissons migrateurs. Bien que ces suivis soient basés sur des protocoles et des engins de prélèvement standardisés, certaines disparités persistent, notamment l'utilisation de filets verveux lors de la campagne MIGRATEUR.

2. Mise en place d'une campagne d'échantillonnage

A l'automne 2024, une campagne d'échantillonnage ciblant les populations de poissons démersaux des milieux meubles côtiers de moins de 40 m de profondeur a été réalisée au chalut à perche (CP3rM) dans la partie nord du périmètre du PNM-EPMO. L'objectif de cette campagne était de combler les lacunes pour assurer une couverture spatiale complète de la nourricerie côtière du PNM-EPMO (Figure 1). Les opérations de pêche ont été conduites en septembre et octobre 2024 à bord du SEPIA II, en parallèle des campagnes NOURMANCHE et NOURSOM 2024, en suivant le protocole standardisé de la DCSMM (Delaunay & Brind'amour, 2018).

2.1 Zone d'étude

Un total de 27 stations, situées entre Audresselles au le sud de la Canche, ont été échantillonné (Figure 3) sur les fonds meubles de moins de 40 m de profondeur. La campagne visait les populations de poissons bentho-démersaux des groupes d'âge 0 (G0) et d'âge 1 (G1) ayant rejoint les nourriceries au cours de l'année, ainsi que la faune bentho-démersale (e.g., benthos), les céphalopodes, les organismes gélatineux et les macrodéchets associés.

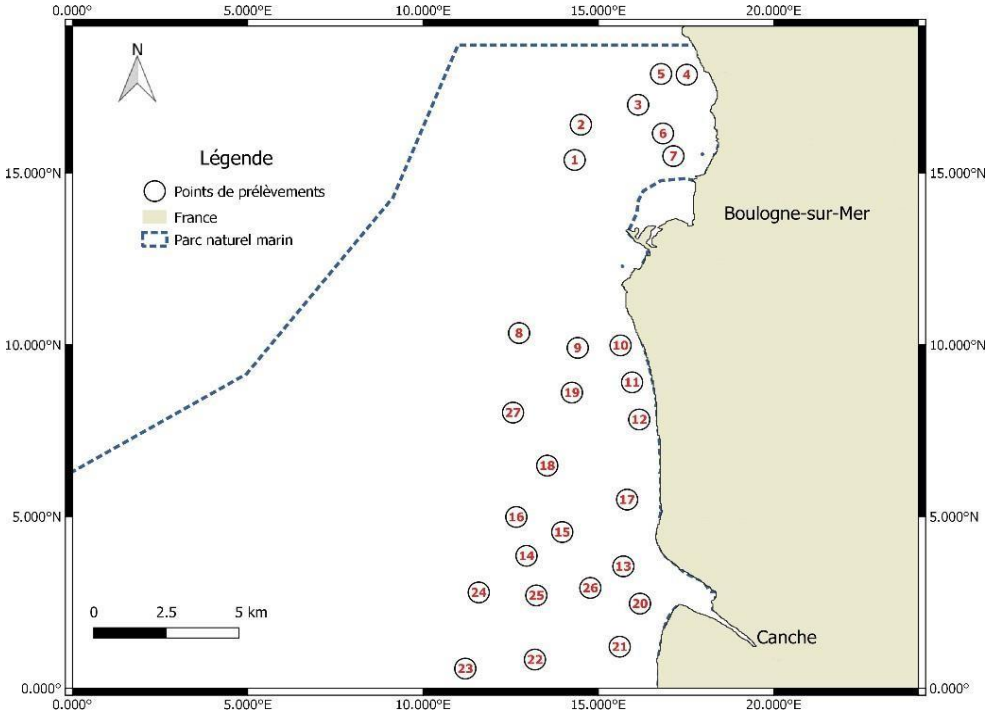

Figure 3 : Répartition des stations de chalutage de la campagne d'échantillonnage dans la partie nord du PNM-EPMO.

2.2 Stratégie d'échantillonnage

Les opérations de pêche et le traitement des captures ont été réalisés selon le protocole standardisé, utilisé lors des campagnes Nourriceries (Lazard et al., 2021). Cette uniformité permet de comparer les résultats avec les données des campagnes NOURSOM et NOURCANCHE, menées à la même période, soit en septembre et octobre, au début de l'automne.

L'engin d'échantillonnage employé était un chalut à perche de type CP3rM, doté d'une ouverture horizontale de 3 m et d'une ouverture verticale de 0,50 m (Figure 4). Le gorget, l'extension et le cul de chalut utilisaient un maillage 20 mm (maille étirée), tandis que le dos et le ventre étaient respectivement en maillage de 40 mm et 30 mm. Pour maximiser la capturabilité des organismes benthiques sur les fonds meubles, un racasseur était intégré au chalut.

Figure 4 : Photo du chalut à perche de type CP3rM utilisé pour les prélèvements de juvéniles de poissons.

Les prélèvements consistaient en des traînes rectilignes de 15 min, mesurées depuis la fin du filage jusqu'au début du virage. Les chalutages étaient effectués face au courant, à vitesse constants (2,5 nœuds lorsque l'engin était au fond) et sur des fonds de profondeur homogène.

Pour chaque chalutage, plusieurs paramètres étaient systématiquement enregistrés : la date, l'heure, la position géographique, la durée du trait, la profondeur, ainsi que les conditions météorologiques. Des mesures hydrologiques ont été effectuées à l'aide d'une sonde CTD, fournissant les profils verticaux de température, de salinité, d'oxygène dissous et de Chlorophylle *a*.

2.3 Traitement des échantillons

Les captures ont été triées directement à bord immédiatement après leur prélèvement, en accordant une priorité particulière aux espèces protégées (Figure 5). Les poissons et les céphalopodes ont été identifiés, mesurés et pesés individuellement avant d'être relâchés. Les organismes gélatineux et benthiques ont été séparés, identifiés puis pesés. Les macrodéchets collectés ont également été inventoriés et pesés.

Figure 5 : Photo des captures obtenues au chalut à perche de type CP3rM

2.4 Premiers résultats

Lors de la campagne, 31 espèces de poissons ont été capturés sur 24 des 27 stations échantillonnées (Tableau 2) dont les principales étaient le callionyme lyre (*Callionymus lyra*), la plie (*Pleuronectes platessa*) et la petite vive (*Echiichthys vipera*). Parmi les autres espèces, il a été retrouvé le petit tacaud (*Trisopterus minutus*), le tacaud commun (*Trisopterus labrax*), le syngnathe aiguille (Syngnathyus acus) et le lançon jolivet (*Hyperoplus immaculatus*) avec un seul individu (Tableau 2).

Tableau 2 : Synthèse des poissons capturés au cours de la campagne dans la partie nord du Parc.

Famille	Espèce	Nom commun	Taille moyenne	Poids moyen	Abondance	Occurrence
Engraulidae	*Engraulis encrasicolus*	Anchois	8,30	2,90	1	4,17
Bothidae	*Arnoglossus laterna*	Arnoglosse lanterne	10,23	10,88	84	45,83
Soleidae	*Solea solea*	Sole commune	11,43	25,82	64	79,17
Soleidae	*Buglossidium luteum*	Petite sole jaune	7,17	4,38	60	20,83
Pleuronectidae	*Pleuronectes platessa*	Plie	17,43	62,59	135	87,50
Pleuronectidae	*Limanda limanda*	Limande	15,44	48,68	133	87,50
Pleuronectidae	*Platichthys flesus*	Flet	25,50	173,00	1	4,17
Trachinidae	*Echiichthys vipera*	Petite vive	10,17	13,15	550	91,67
Gobiidae	*Pomatoschistus minutus*	Gobie buhotte	6,70	2,77	698	83,33
Scyliorhinidae	*Scyliorhinus canicula*	Petite roussette	41,20	231,88	5	16,67
Rajidae	*Raja clavata*	Raie bouclée	27,80	152,82	32	41,67
Gadidae	*Trisopterus luscus*	Tacaud commun	13,15	27,55	2	4,17
Gadidae	*Trisopterus minutus*	Petit tacaud	8,30	4,90	1	4,17
Gadidae	*Merlangius merlangus*	Merlan	22,25	95,34	79	16,67
Syngnathidae	*Syngnathyus acus*	Syngnathe aiguille	8,40	0,30	1	4,17
Syngnathidae	*Syngnathus rostellatus*	Syngnathe perçat	8,70	0,30	1	4,17
Syngnathidae	*Hippocampus spp*	Hippocampe	8,95	4,70	4	12,50
Triglidae	*Chelidonichthys lucerna*	Grondin perlon	11,27	28,48	23	37,50
Triglidae	*Chelidonichthys gurnardus*	Grondin gris	16,55	46,99	13	25,00
Moronidae	*Dicentrarchus labrax*	Bar commun	13,01	33,09	53	16,67
Callionymidae	*Callionymus lyra*	Callionyme lyre	11,32	13,92	902	91,67
Ammodytidae	*Hyperoplus lanceolatus*	Lançon commun	17,30	18,37	3	12,50
Ammodytidae	*Hyperoplus immaculatus*	Lançon jolivet	15,90	15,60	1	4,17
Ammodytidae	*Hyperoplus*	Lançon spp.	23,20	28,20	1	4,17
Clupeidae	*Sprattus sprattus*	Sprat	8,43	3,60	280	29,17
Clupeidae	*Trachurus trachurus*	Chinchard commun	5,00	2,20	4	16,67
Scophthalmidae	*Scophthalmus rhombus*	Turbot	14,38	52,84	8	16,67
Scophthalmidae	*Scophthalmus maximus*	Barbue	13,79	57,27	7	25,00
Muglidae	*Chelon aurata*	Mulet doré	42,00	192,00	1	4,17
Crangonidae	*Crangon crangon*	Crevette grise	0,00	17,01	33	37,50
Loliginidae	*Allotheuthis*	Petit calmar	4,78	4,74	29	37,50

3. Evaluation de la contamination des juvéniles de poissons par les microplastiques

Les nourriceries côtières jouent un rôle écologique crucial dans le cycle de vie de nombreuses espèces, notamment influençant le développement des juvéniles de poissons, et par conséquent, le renouvellement des populations (Gibson, 1994; Le Pape et al., 2007). La croissance et la survie des individus y sont optimales lorsque ces habitats sont de bonne qualité. Cependant, ces écosystèmes côtiers sont soumis à diverses pressions anthropiques, parmi lesquelles la pollution plastique, notamment sous forme de microplastiques, qui impactent la santé des organismes marins (Barboza et al., 2018).

Malgré cela, les connaissances sur les effets de l'ingestion du microplastique (particules plastiques < 5 mm) et des polluants qu'ils véhiculent chez les juvéniles de poissons restent limitées (Andrady, 2011). De même, l'accumulation de ces particules dans les réseaux trophiques représente une menace majeure pour les écosystèmes marins (Carbery et al., 2018; Thompson et al., 2004). L'un des objectifs clés de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE) et du PNM-EPMO est d'évaluer les impacts écologiques de la pollution plastique.

Dans ce contexte, le projet ENOCO vise à approfondir la compréhension des effets des microplastiques dans les réseaux trophiques des nourriceries côtières du PNM-EPMO et à évaluer les quantités ingérées par les juvéniles de poissons ainsi que leurs potentielles proies.

3.1 Zone d'étude et stratégie d'échantillonnage

Les échantillons de juvéniles de poissons et de leurs potentielles proies ont été collectés dans la partie nord du PNM-EPMO lors de la campagne de prélèvement (Figure 3), à l'aide d'un chalut à perche de type CP3rM. Immédiatement après leur capture, les poissons destinés aux analyses de microplastiques ont été emballés individuellement dans de l'aluminium, puis congelés. Les analyses se concentreront sur les juvéniles de poissons d'intérêt commercial, en particulier la sole commune (*Solea solea*, Linnaeus, 1758) et la plie (*Pleuronectes platessa*, Linnaeus, 1758), ainsi que sur leurs potentielles proies, notamment la crevette grise (*Crangon crangon,* Linnaeus, 1758).

3.2 Protocole d'analyse des quantités de microplastiques

Le protocole a été spécifiquement adapté aux juvéniles de poissons et à leurs potentielles proies. Des tests préliminaires ont permis de déterminer le volume optimal de solution d'hydroxyde de potassium (KOH) ainsi que le temps et la température d'incubation nécessaire pour digérer les tubes digestifs des poissons et des crevettes grises.

3.2.1 Contrôle de la contamination

Les microplastiques étant omniprésents dans l'environnement, il existe un risque de contamination des échantillons. Des blancs ont été réalisés à chaque étape afin de prendre en compte la contamination potentielle pouvant venir des aérosols (Dehaut et al., 2019). Lors des manipulations, le port d'une blouse blanche en coton est obligatoire, et tout le matériel en verre (boîtes de Pétri, Erlenmeyers) est préalablement rincé trois fois, respectivement à l'eau Milli-Q, à l'éthanol filtré à 70 % et à l'eau Milli-Q, pour éviter toute contamination.

3.2.2 Préparation des échantillons

Les juvéniles de poissons ont été disséqués sous une hotte PSM pour récupérer leur tube digestif. Ce dernier a été ensuite pesé avant d'être digéré dans un erlenmeyer contenant 200 mL de KOH à 10 % (Kühn et al., 2017), préalablement filtré (GF/A, pore de 1,6 µm et diamètre de 90 mm, Whatman

France). Les Erlenmeyers ont été placés sous une hotte à flux laminaire et maintenus sur un agitateur magnétique à 300 rpm et sur une plaque chauffante à 40°C pendant 24 heures. Après digestion, le digestat a été filtré à travers un filtre GF/A (pore de 1,6 µm, diamètre de 90 mm) et conservé dans une boîte de Pétri en verre (Figure 6).

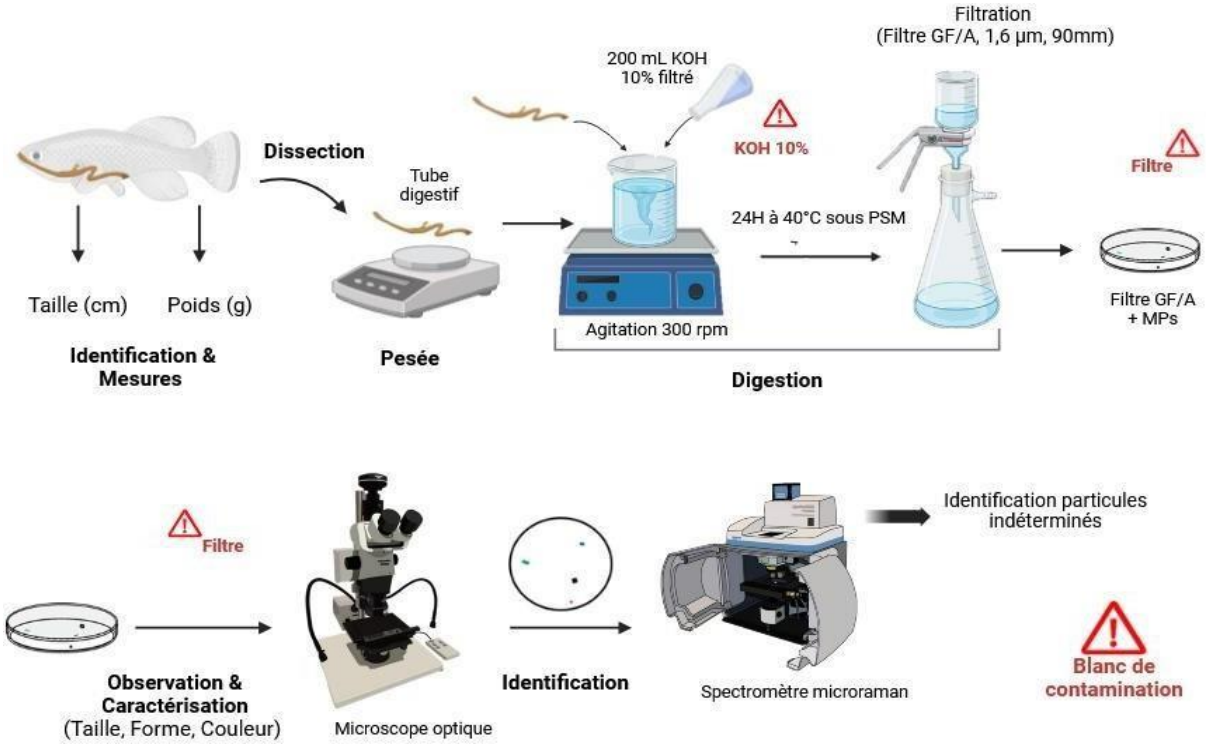

Figure 6 : Schéma synthétique des étapes de préparation et d'analyse des échantillons pour évaluer les quantités de microplastiques ingérés par les juvéniles de poissons et leurs proies.

3.2.3 Observations et mesures des particules

Les filtres ont été observés sous un stéréomicroscope Leica M165C avec un grossissement de X80 à X100. Les microplastiques sont photographiés à l'aide d'un appareil Leica MC170HD et du logiciel LAS (Leica Application Suite) (Figure 7), puis mesurés en longueur et en largeur (centièmes de millimètre) à l'aide du logiciel Piximètre. Les caractéristiques des particules ont été déterminées selon la nature, la couleur, la forme, et la taille, permettant ainsi de les classifier.

Figure 7 : Etape de la dissection des tubes digestifs des juvéniles de poissons sous hotte PSM (à gauche), de la digestion des tubes digestifs disséqués (au centre et à droite) pour évaluer les quantités de microplastiques ingérées.

Les autres éléments présents sur les filtres ont été examinés en fonction de leur épaisseur, de leur aspect (Figure 8), ainsi que de la présence ou non de structures organiques ou cellulaires et de l'homogénéité de leur couleur (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Les microplastiques ont été ensuite rapportés au poids du tube digestif des poissons (en nombres de MPs par individus puis par poids), et les microplastiques présents dans les contrôles sont soustraits des échantillons.

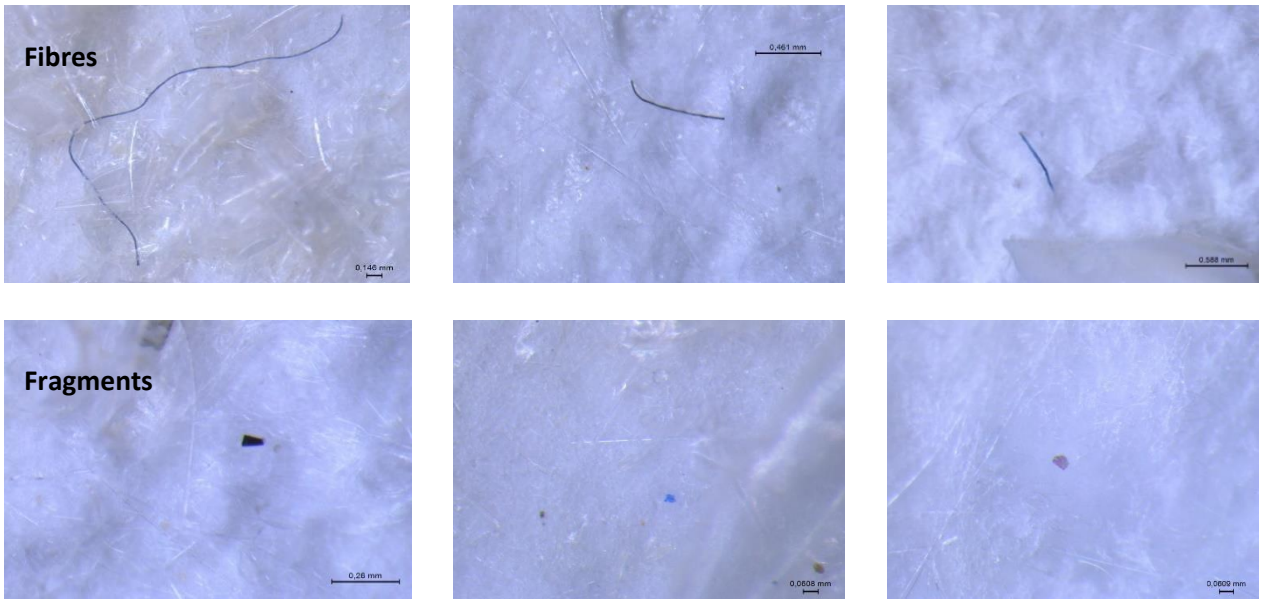

Figure 8 : Photos de particules observées au stéreomicroscope Leica M165C dans les tubes digestifs des poissons de sole commune (à gauche) et de plie (à droite).

4. Evaluation de la contamination en microplastiques des filets anti-prédateurs en mytiliculture

En 2019, le PNM-EPMO a lancé le projet TEFIBIO, dont l'objectif était de développer des filets trémails biodégradables et recyclables, capables de se dégrader plus rapidement que les filets conventionnels en cas de perte dans l'environnement, afin de limiter la pollution par les plastiques. Ce projet a été poursuivi par le projet MYTIBIO, qui vise à concevoir des filets anti-prédateurs (anti-eider) biodégradables, recyclables et compostables, destinés à être utilisés dans les concessions mytilicoles du PNM-EPMO. Ces nouveaux filets ont la particularité de se dégrader rapidement et de libérer des particules non persistantes dans l'environnement, susceptibles d'être ingérées par les organismes marins.

Dans ce cadre, le projet ENOCO a pour objectif d'évaluer l'ingestion de particules provenant de ces filets biodégradables par les moules (*Mytilus edulis,* Linnaeus, 1758) dans les concessions mytilicoles du PNM-EPMO. L'étude cherche également à comparer les quantités en microplastiques ingérés par les moules provenant des gisements naturels et des concessions mytilicoles.

4.1 Zone d'étude

L'étude a été menée sur un total de cinq sites dans le périmètre du PNM-EPMO, dont quatre sont des gisements naturels de moules à Audresselles, Wimereux, le Portel et le Tréport, ainsi qu'une concession mytilicole située à Berck (Figure 9). Sur la concession mytilicole, des moules ont été prélevées sur des bouchots équipés de filets biodégradables (de couleur verts), tandis que d'autres moules ont été échantillonnées sur des bouchots équipés de filets conventionnels (de couleur noirs).

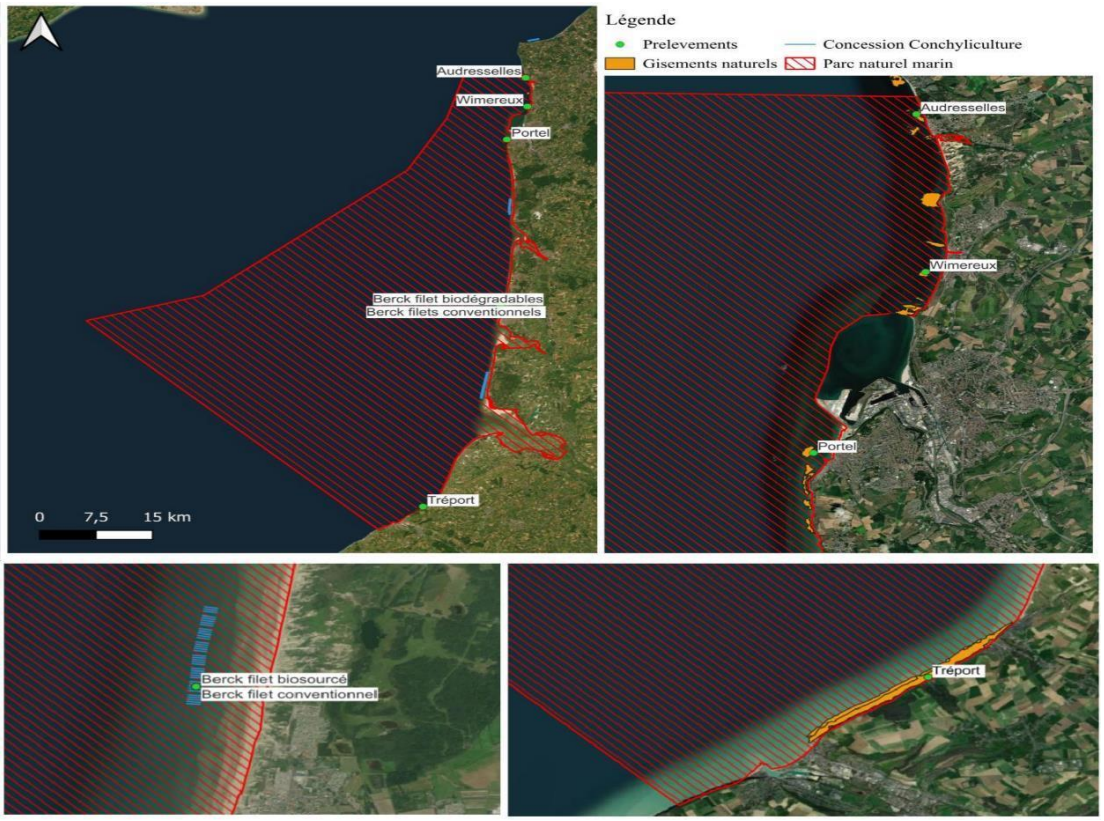

Figure 9 : Sites de prélèvements des moules sur gisements naturels et sur concessions mytilicoles dans le périmètre du PNM-EPMO.

4.2 Stratégie d'échantillonnage et préparation des échantillons

Sur chaque site, une trentaine de moules de taille similaire ont été prélevées à marée basse à la fin du mois d'avril. Au laboratoire, les moules ont été nettoyées à l'eau Mili-Q, puis la longueur totale de chaque individu a été mesurée (en cm) avant leur dissection et leur conservation. La dissection a été réalisée sous un PSM afin d'éviter toute contamination par les microplastiques présents dans l'environnement ambiant.

La chair de chaque moule a ensuite été pesée individuellement à l'aide d'une balance précise (au dix millièmes de gramme) pour déterminer le poids frais, puis chaque individu a été conservé séparément dans de l'aluminium et stocké au congélateur à -20°C. Seuls 15 individus par site ont été retenus pour les analyses.

4.3 Protocole d'analyse

4.3.1 Contrôle de la contamination

Les microplastiques étant omniprésents dans l'environnement, il existe un risque de contamination des échantillons. Le contrôle de cette contamination est donc une étape essentielle pour garantir la fiabilité des résultats. Afin de limiter au maximum cette contamination, plusieurs précautions ont été prises, telles que le port de blouses blanches en coton, l'utilisation de matériels en verre (boites de pétris, filtres, erlenmeyers) rincés trois fois à l'eau Mili-Q, ainsi que la filtration des solutions pour éliminer les particules présentes. De plus, des blancs ont été réalisés à chaque étape de l'analyse pour évaluer et prendre en compte toute contamination (Dehaut et al., 2019; Hermabessiere et al., 2019).

4.3.2 Préparation des échantillons

La chair des moules a été digérée dans des erlenmeyers contenant 100 ml de KOH à 10% (CHIMIE-PLUS), préalablement filtré (sur filtre GF/A, pore de 1,6 µm, diamètre 90 mm, Whatman). Ce volume de 100 ml de KOH a été choisi pour garantir une efficacité optimale de la digestion (Dehaut et al., 2019; Hermabessiere et al., 2019; Kazour & Amara, 2020). Les erlenmeyers ont été maintenus sur un agitateur magnétique à 300 rpm, chauffés à 40°C pendant 24 heures. Cette température de 40°C permet une digestion efficace tout en préservant l'intégrité des microplastiques. Après digestion, le contenu de chaque erlenmeyer a été filtré sur un filtre GF/A (90 mm de diamètre, pore de 1,6 µm), et conservé dans une boîte de pétrie en verre (Figure 10).

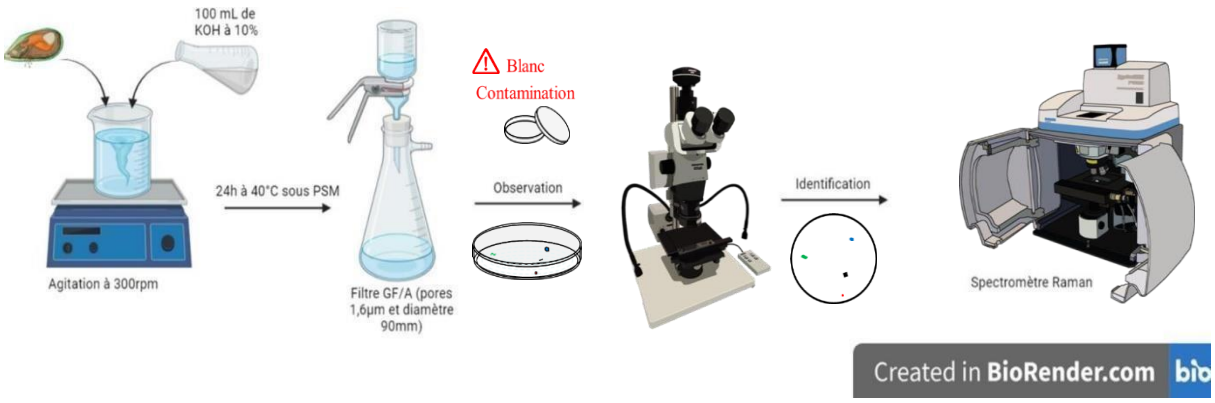

Figure 10 : Schéma des différentes étapes de la préparation des échantillons pour l'observation et l'analyse des microplastiques dans les moules (*Mytilys edulis*).

4.3.3 Observations et mesures des microplastiques

Les filtres ont été examinés sous un stéréomicroscope LEICA M165 C, avec des grossissements de 80x à 100x. Les particules observées ont été photographiées à l'aide d'un appareil photo Leica MC 170 HD, utilisant le logiciel LAS (Leica Application Suite). Les particules présents sur les filtres ont été analysés en fonction de leurs aspects, épaisseur, la présence ou absence de structures organiques ou cellulaires, ainsi que l'homogénéité de leur couleur (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Les particules ont ensuite été comptées, classées par type (fibres, fragments, films, etc.) et par couleur (Figure 11), puis mesurées au centième de millimètre à l'aide de l'application Piximètre. Les microplastiques suspectés ont été identifiés grâce au Micro-spectromètre Raman Xplora Plus (HORIBA Scientific®, France). Les résultats ont été exprimés en microplastiques par gramme d'individu (poids frais). Les microplastiques trouvés dans les contrôles ont été soustraits des échantillons.

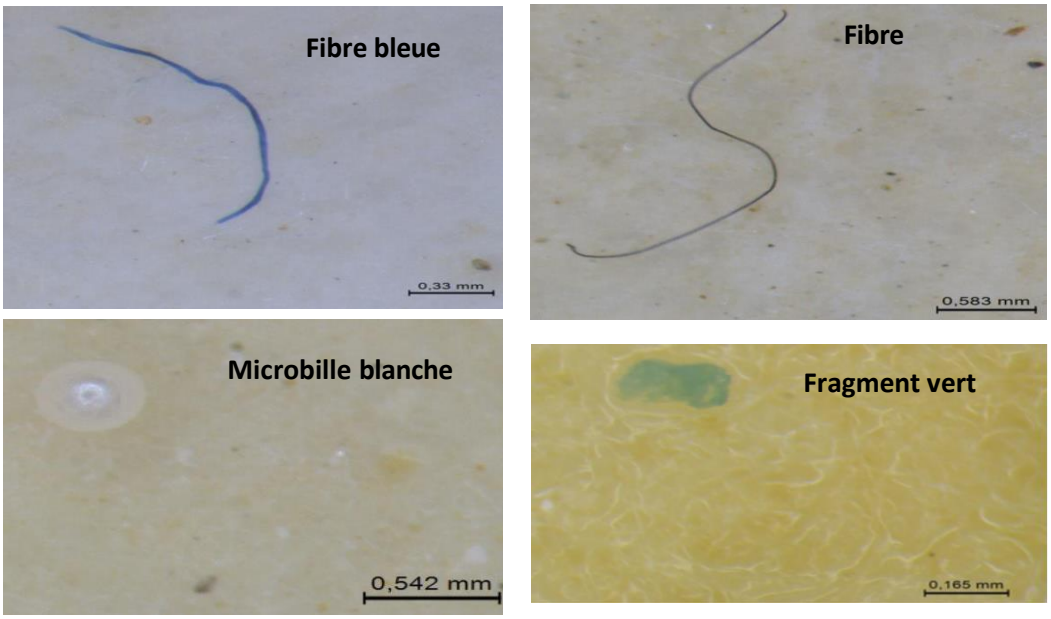

Figure 11 : Photos des particules de microplastiques retrouvées sur les filtres après digestion des moules.

4.3.4 Traitement des données

Les données ne respectant pas la normalité des résidus (test de Shapiro-Wilk) ont été analysées à l'aide de tests non paramétriques, tels que le test de Mann-Whitney et le test de Kruskal-Wallis, avec un test post-hoc de Dunn pour les comparaisons par paires. Les poids frais des moules ainsi que les quantités, tailles et caractéristiques (types et couleurs) des microplastiques ingérés par les moules, ont été comparés entre les sites à l'aide du test de Kruskal-Wallis, suivi d'un test post-hoc de Dunn avec correction de Bonferroni. Les quantités de microplastiques ingérées par les moules de mytiliculture équipées de filets conventionnels et biodégradables ont été comparées avec le test de Mann-Whitney. Les résultats sont exprimés en moyenne ± écart type, et une p-value < 0,05 a été considérée comme statistiquement significative. Les tests de Mann-Whitney, de Kruskal-Wallis et le test post-hoc de Dunn ont été réalisés à l'aide des packages *stats* et *dunn.test* (Dinno, 2024) sous le logiciel R version 4.3.2 (R Core Team, 2023).

Des classes de tailles ont été définies à partir des quartiles (25%, 50% et 75%) des données de taille des microplastiques, afin de comparer la composition des tailles de microplastiques dans les moules entre les sites. La composition des microplastiques ingérés par les moules, exprimée en pourcentage par type et par couleur, a été comparée entre les sites et entre les filets conventionnels et biodégradables à l'aide d'une PERMANOVA (Analyse de Variance Multivariée par Permutation) basée sur une matrice de distance Bray-Curtis. La PERMANOVA a été réalisée avec le package *vegan* (Oksanen et al., 2015) sous le logiciel R.

4.4 Résultats

4.4.1 Comparaison des poids frais des moules

Les poids frais des moules ont montré une différence significative (Kruskal-Wallis, p-value < 0,05) en fonction du site de prélèvement (Figure 12). Les moules provenant du gisement naturel du Tréport (moyenne de 1,83 ± 0,37 g) ont présenté des poids significativement plus faibles comparativement aux autres sites, où les poids moyens étaient plus élevés (entre 2,46 et 3,90 g). Lors de la comparaison des poids frais des moules des gisements naturels par rapport aux moules prélevées sur la concession mytilicole de Berck, aucune différence significative n'a été observée (Mann-Whitney, p-value = 0,2502 ; Figure 12). Cependant, une différence significative a été constatée en comparant les poids frais des moules prélevées sur la concession mytilicole équipés de filets biodégradables par rapport à celles équipées de filets conventionnels (Mann- Whitney, p-value < 0,05 ; Figure 12).

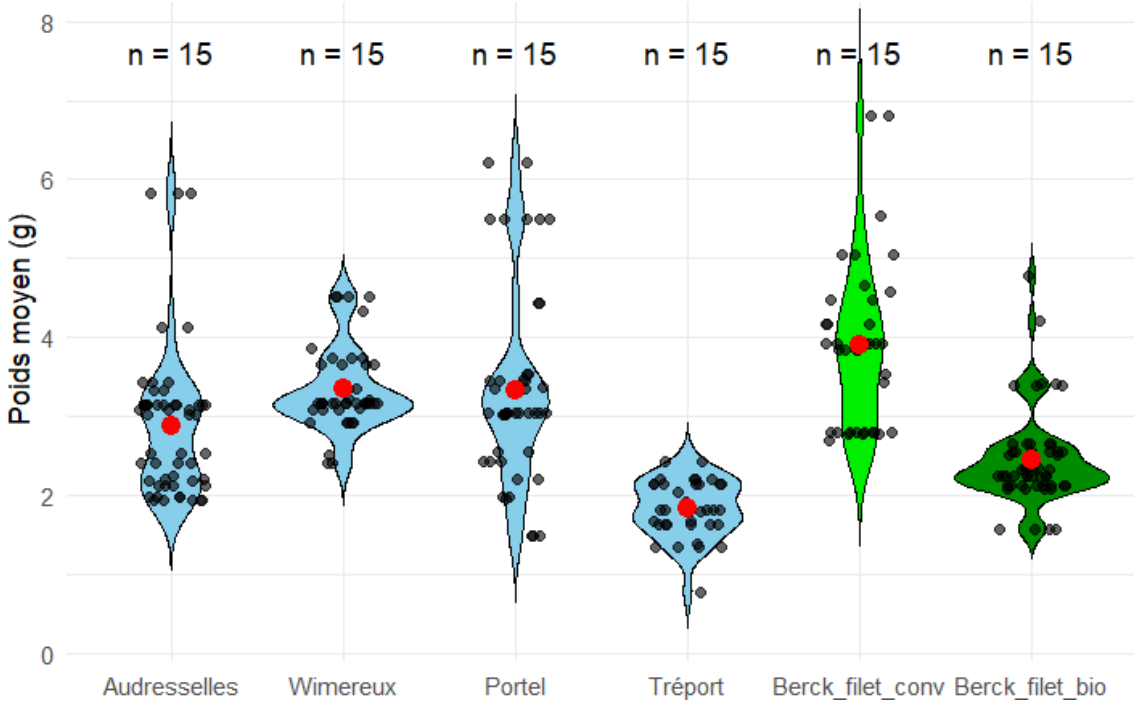

Figure 12 : Digramme du poids frais (g) des moules entre les sites (bleu : gisements naturels, vert : concession mytilicole de Berk) et entre les moules des bouchots équipées de filets conventionnels (vert clair) et biodégradables (vert foncé). Les points rouges représentent le poids moyen à chaque site.

4.4.2 Quantité de microplastiques

Les quantités de microplastiques dans les moules n'ont montré aucune différence significative entre les sites (Kruskal-Wallis, p-value = 0,07752 ; Figure 13). Aucune différence significative n'a été observée entre les quantités de microplastiques présentes dans les moules des gisements naturels et celles de la concession mytilicole de Berck (Mann- Whitney, p-value = 0,4257), ni entre les moules de Bouchot équipées de filets conventionnels et celles de filets biodégradables (Mann- Whitney, p-value = 0,06185 ; Figure 13).

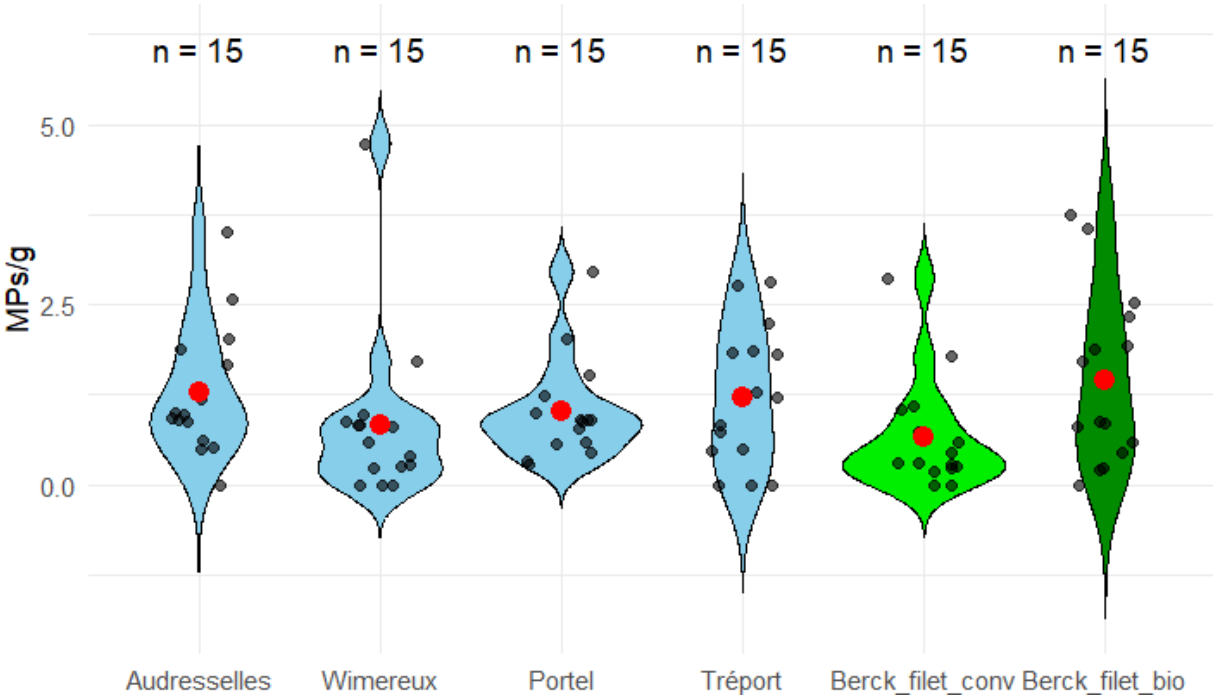

Figure 13 : Diagramme de la quantité de microplastiques (g de poids frais) des moules entre les sites (bleu : gisements naturels, vert : concession mytilicole de Berk) et entre les moules des bouchots équipées de filets conventionnels (vert clair) et biodégradables (vert foncé). Les points rouges représentent le poids moyen (g) à chaque site.

4.4.3 Contamination en microplastiques

La proportion de microplastiques par type dans les moules ne montrait aucune différence significative ente les sites (PERMANOVA, p-value = 0,87). Les fibres de microplastiques constituaient la grande majorité, représentant plus de 85% des microplastiques dans les moules, et ce, sur chaque site (Figure 14).

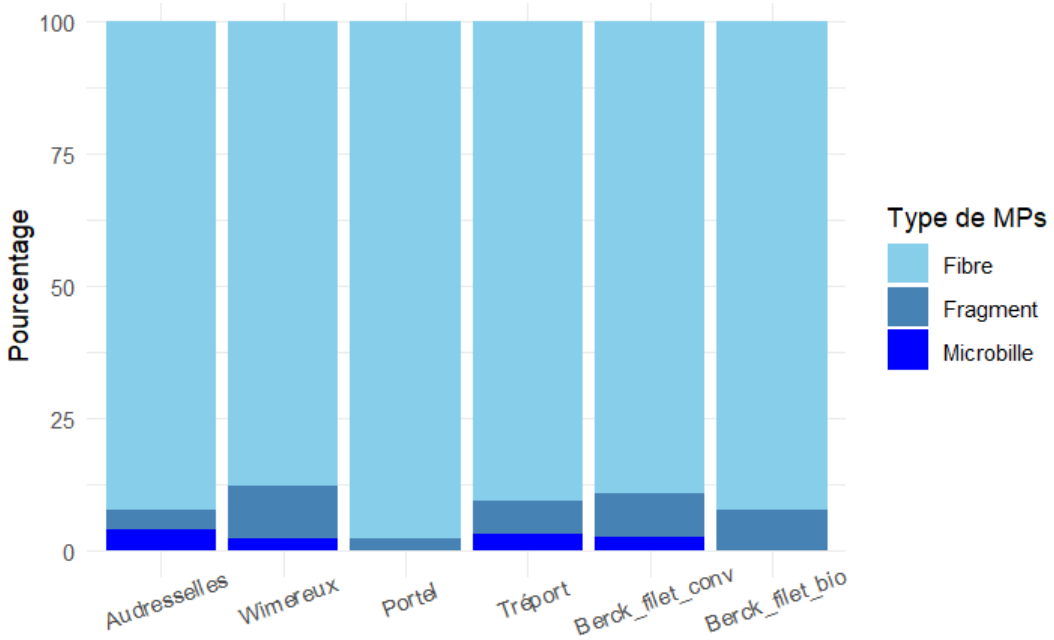

Figure 14 : Proportion de microplastiques (en %) par type (fibre, fragment et microbille) dans les moules entre les sites de prélèvements et entre les moules de bouchots équipées de filets conventionnels et biodégradables.

4.4.4 Quantité de fibres de microplastiques

Les quantités de fibres de microplastiques dans les moules ont montré des différences significatives entre les sites (Kruskal-Wallis, p-value < 0,05 ; Figure 15). Les moules du gisement naturel du Portel (moyenne de 1,14 fibres MPs/g) et de la concession mytilicole de Berck (moyenne de 0,53 fibres MPs/g) présentaient des quantités significativement différentes (Test de Dunn, p-value < 0,05). De plus, la quantité de fibres de microplastiques dans les moules était également significativement différente (Mann-Whitney, p-value < 0,01) entre les bouchots équipés de filets biodégradables (moyenne de 1,21 fibres MPs/g) et ceux équipés de filets conventionnels (moyenne de 0,53 fibres MPs/g), avec une quantité plus élevée de fibres de microplastiques dans les moules des bouchots équipés de filets biodégradables (Figure 15).

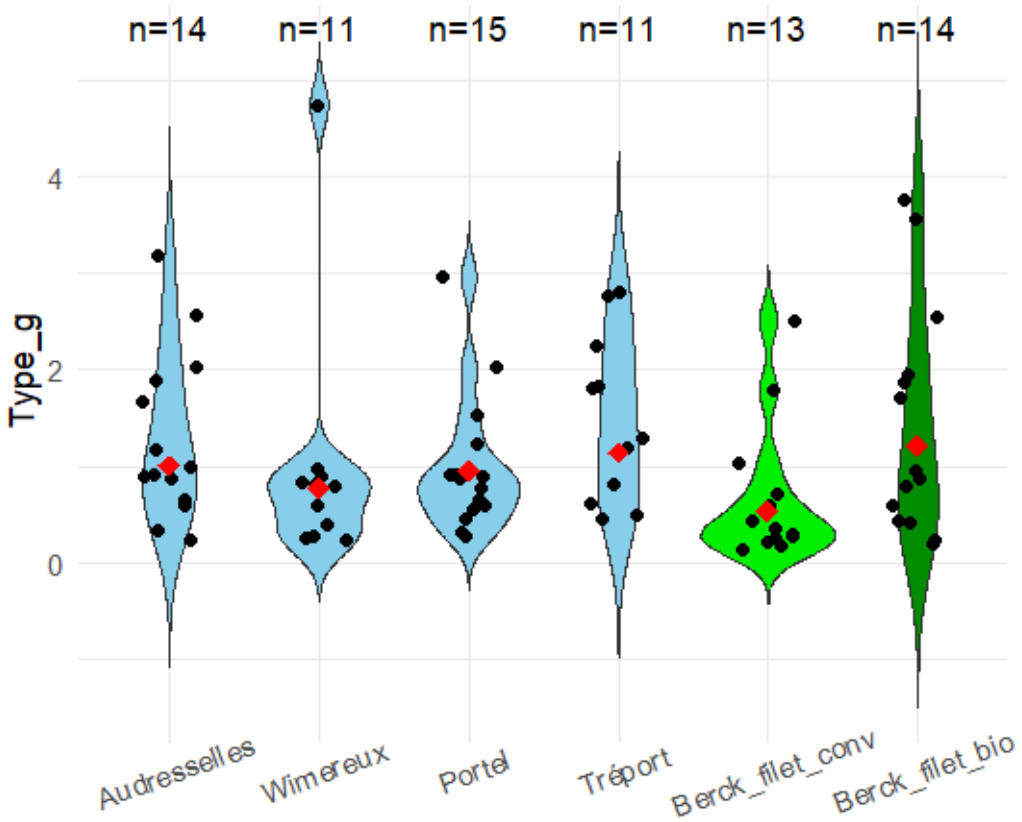

Figure 15 : Diagramme de la quantité de fibres de microplastiques (g de poids frais) dans les moules des sites (bleu : gisements naturels, vert : concession mytilicole de Berk) et entre les moules de bouchots équipées de filets conventionnels (vert clair) et biodégradables (vert foncé). Les points rouges représentent le poids moyen (g) à chaque site.

La proportion de fibres de microplastiques dans les moules, classées par couleur entre les sites, n'a montré aucune différence significative (PERMANOVA, p-value = 0,73 ; Figure 16). Les fibres de microplastiques noires et bleues étaient les plus dominantes. De plus, aucune fibre de microplastiques verte n'a été trouvée dans les moules des bouchots équipés de filets biodégradables (Figure 16).

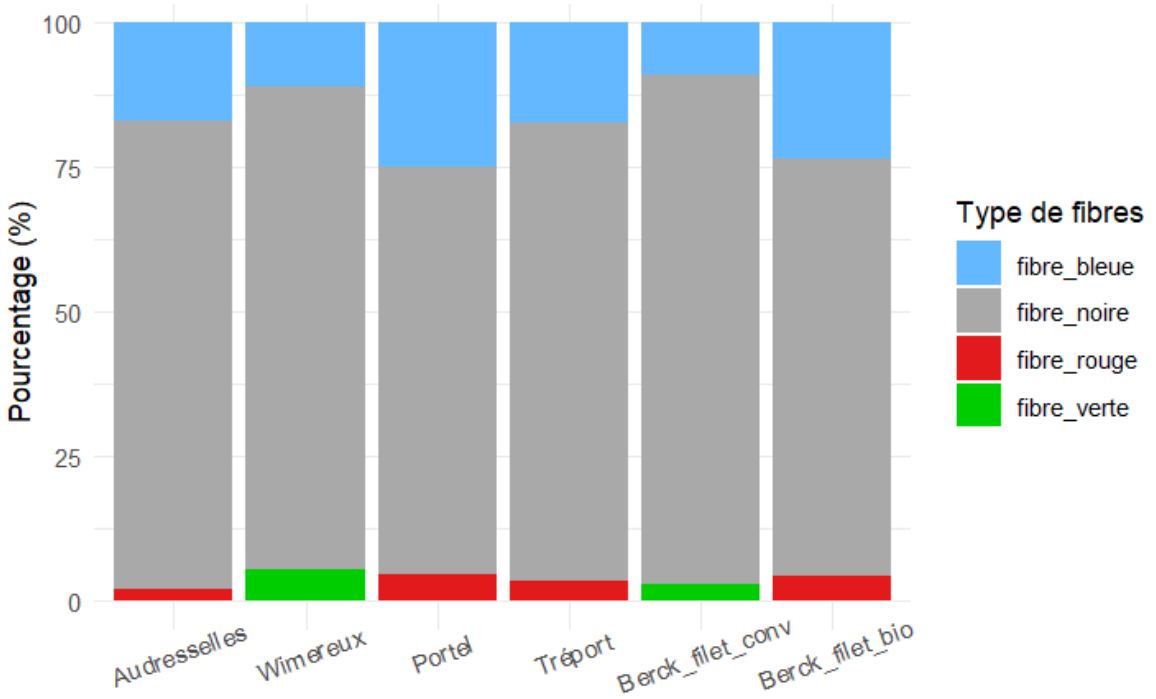

Figure 16 : Proportion en microplastiques (en %) par couleur (bleue, noire, rouge et verte) dans les moules entre les sites de prélèvements et entre les moules de bouchots équipées de filets conventionnels et biodégradables.

Les quantités de fibres de microplastiques noires dans les moules ont montré des différences significatives entre les sites (Kruskal-Wallis, p-value < 0,05 ; Figure 17). Les quantités de fibres de microplastiques noires dans les moules du gisement naturel du Tréport (moyenne de 1,35 fibres MPs noires/g) et de la concession mytilicole de Berck (moyenne de 0,61 fibres MPs noires/g) étaient significativement différentes (Test de Dunn, p-value < 0,01). De plus, les quantités de fibres de microplastiques noires dans les moules de la concession mytilicole de Berck équipées de filets conventionnels et biodégradables (moyenne de 1,12 fibres MPs noires/g) présentaient également une différence significative (Mann-Whitney, p-value < 0,05 ; Figure 17).

Des résultats similaires ont été observés pour les fibres de microplastiques bleues, avec des différences significatives entre les sites (Kruskal-Wallis, p-value < 0,05 ; Figure 17). Les quantités de fibres de microplastiques bleues dans les moules du gisement naturel du Tréport (moyenne de 0,73 fibres MPs bleues/g) et de la concession mytilicole de Berck équipées de filets conventionnels (moyenne de 0,23 fibres MPs bleues/g) étaient significativement différentes (Test de Dunn, p-value < 0,05). De plus, les quantités de fibres de microplastiques bleues dans les moules de la concession mytilicole de Berck équipées de filets conventionnels et biodégradables (moyenne de 0,65 fibres MPs bleues/g) ont également montré des différences significatives (Mann-Whitney, p-value < 0,05).

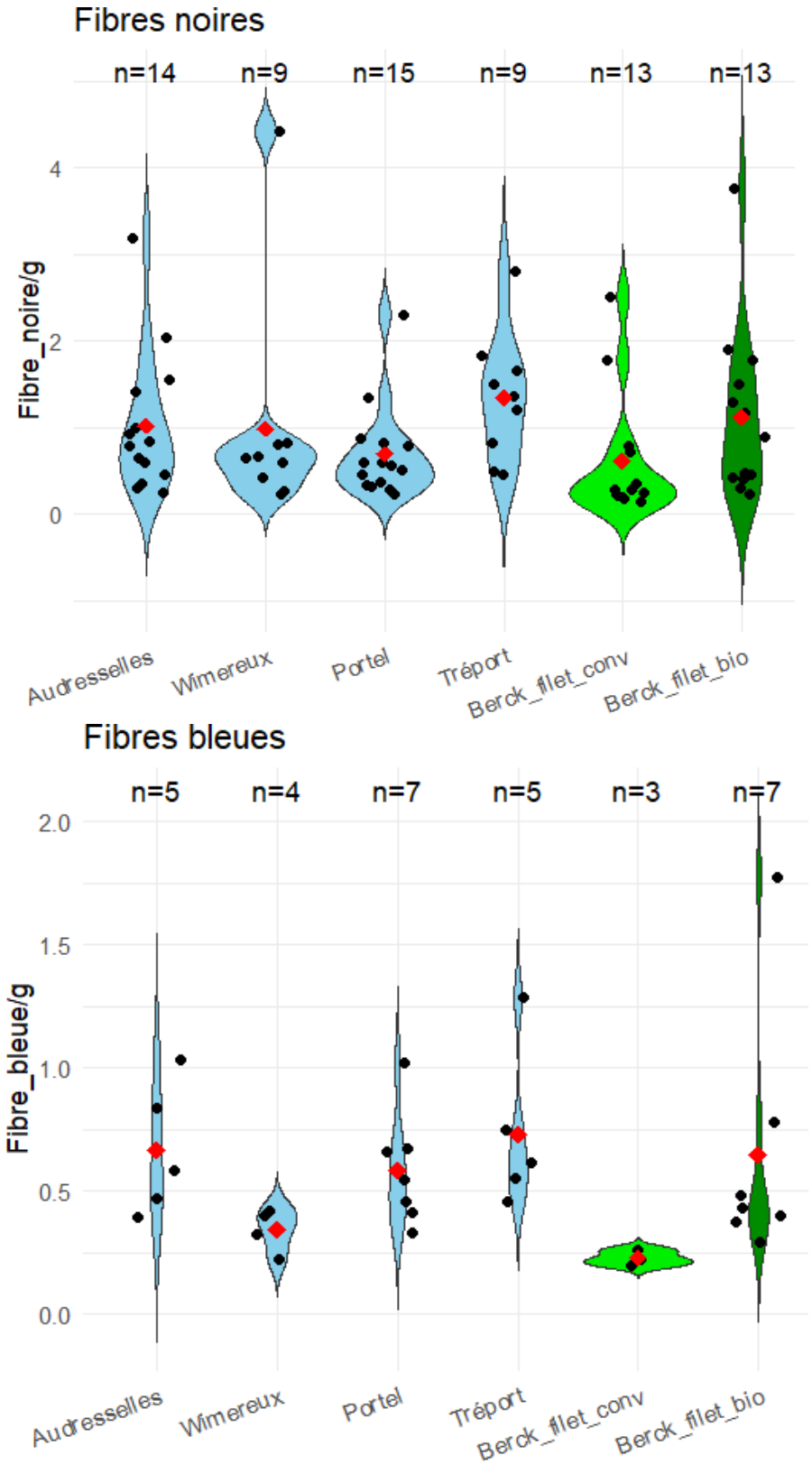

Figure 17 : Diagramme de la quantité de fibres microplastiques noires et bleues (g de poids frais) des moules entre les sites (bleu : gisements naturels, vert : concession mytilicole de Berk) et entre les moules de bouchots équipées de filets conventionnels (vert clair) et biodégradables (vert foncé). Les points rouges représentent la quantité moyenne de fibres microplastiques par site.

4.4.5 Taille des microplastiques

La taille des microplastiques présents dans les moules n'a montré aucune différence significative entre les sites (Kruskal-Wallis, p-value = 0,1174). Aucune différence significative n'a été observée non plus entre les moules des gisements naturels et la concession mytilicole de Berck (Mann-Whitney, p-value = 0,7644), ni entre les moules des Bouchots équipées de filets biodégradables et conventionnels (Mann-Whitney, p-value = 0,777 ; Figure 18).

Des classes de tailles ont été définis pour comparer la composition des tailles de microplastiques dans les moules entre les sites (Figure 18). Aucune différence significative n'a été observée entre les compositions des classes de tailles entre les sites (PERMANOVA, p-value = 0,669).

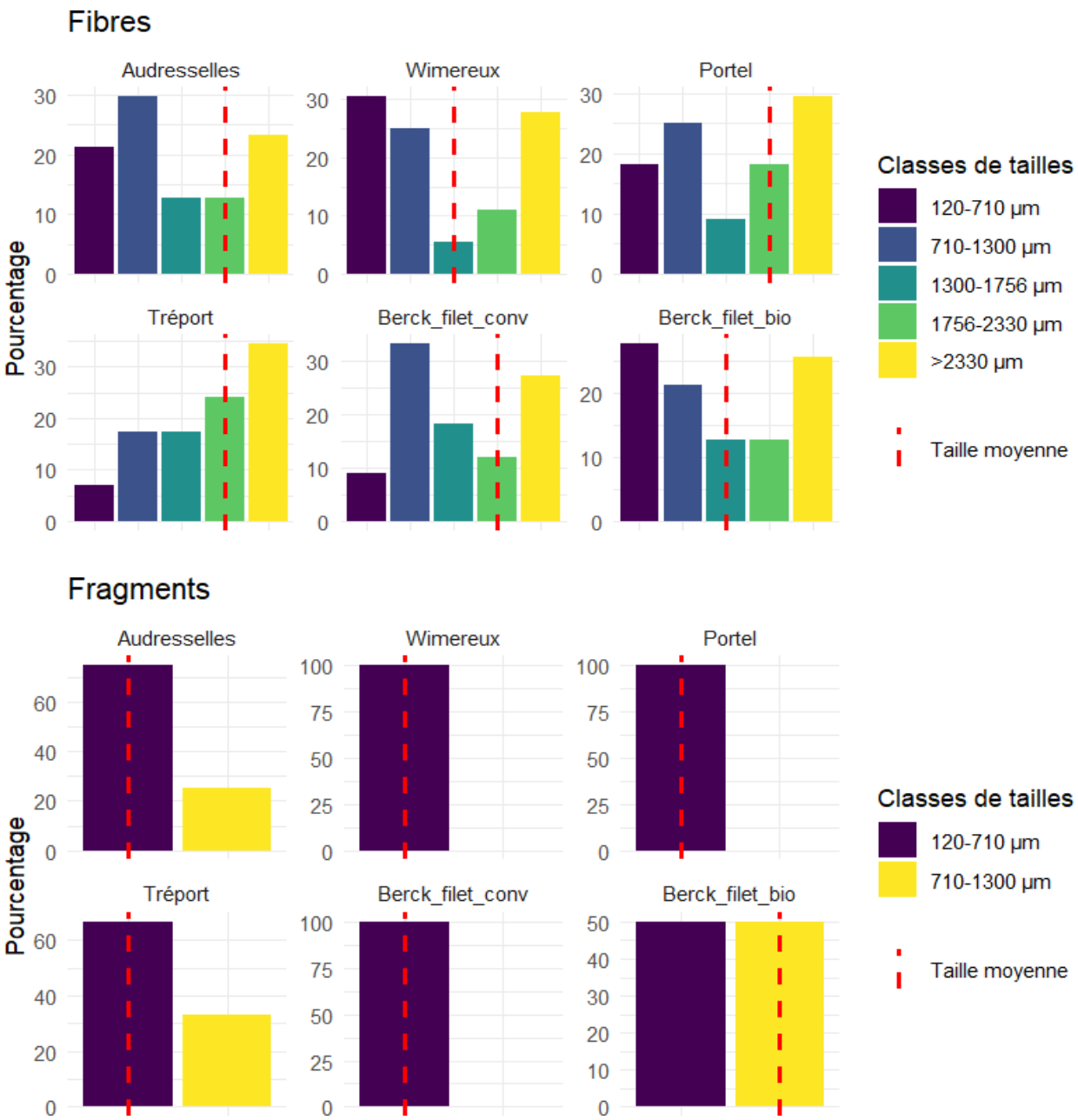

Figure 18 : Pourcentage de fibres (en haut) et de fragments (en bas) microplastiques dans les moules par classe de taille entre les sites de prélèvements et entre les moules de bouchots équipées de filets conventionnels et biodégradables.

4.5 Discussion des résultats

4.5.1 Comparaison spatiale des quantités de microplastiques dans les moules

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que les quantités de microplastiques dans les moules sur les sites du PNM-EPMO variaient entre 0,67 ± 0,77 et 1,45 ± 1,20 MPs/g, ce qui indique une homogénéité générale de la contamination par les microplastiques dans la zone d'étude. Ces résultats peuvent être comparés à ceux d'études précédentes, révélant une certaine variabilité dans les niveaux de contamination selon le site d'étude (Tableau 3). Des quantités similaires ont été mesurées à Camiers (moyenne de 1,82 ± 1,34 MPs/g ; Kazour & Amara, 2024) et en Baie d'Authie (0,74 ± 0,35 MPs/g ; Hermabessiere et al., 2019), tandis que d'autres études ont rapporté des niveaux plus faibles, comme à St-Brieux (0.06 ± 0.13 MPs/g ; Hermabessiere et al., 2019) et en Baie de Veys (0,19 ± 0,08 MPs/g ; Hermabessiere et al., 2019; Vandermeersch et al., 2015). A l'inverse, des niveaux de contamination plus élevés ont été observés, comme à Camiers (2,22 ± 1,35 MPs/g ; Kazour & Amara, 2020), sur les côtes chinoises (supérieur à 2,7 MPs/g ; Li et al., 2016) ou au Royaume-Uni (2,9 MPs/g ; Li et al., 2018).

D'un point de vue mondial, la zone étudiée semble être modérément contaminée par les microplastiques, se plaçant ainsi entre les sites avec les plus faibles et les plus élevés niveaux de contamination (Tableau 3). Cette pollution, d'origine anthropique, est principalement causée par l'urbanisation des côtes et les apports importants des eaux douces, notamment par les estuaires, qui sont responsables du transport des microplastiques dans la zone côtière. En effet, la présence de sept estuaires dans cette zone modifie la salinité de l'eau, créant des conditions favorables à la concentration des microplastiques dans les zones côtières, qui restent relativement isolées de l'eau du large en raison des différences de salinité et des effets des marées macrotidales qui facilitent le renouvellement de l'eau et le brassage des particules.

Tableau 3 : Tableau non exhaustifs des quantités moyenne ± sd de microplastiques (g de poids frais) dans les moules sauvages et d'élevages de différentes études.

Provenance	Quantité moyenne ± sd (MPs/g)	Nombre d'individus analysé	Localisation	Période de prélèvement	Référence
Elevage	0,06 ± 0,13	25	Baie de St Brieux, France	Eté 2014	Vandermeersch *et al.*, 2015
Sauvage	0,19 ± 0,08	50	Baie de Veys, France	Automne 2015	Hermabessiere *et al.*, 2019
Sauvage	0,26	10	Côte belges et Escaut oriental	Hiver 2013	De Witte *et al.*, 2014
Elevage	0,32 ± 0,22	25	Inschot, Pays Bas	Printemps 2014	Vandermeersch *et al.*, 2015
Elevage	0,35	10	Belgique	Hiver 2013	De Witte *et al.*, 2014
Elevage	0,36 ± 0,07	36	Allemagne	2014	Van Cauwenberghe and Janssen, 2014
Sauvage	0,51	10	Côte belges et Escaut oriental	Hiver 2013	De Witte *et al.*, 2014
Elevage	0,67 ± 0,77	15	Berck filet conventionnel, France	Printemps 2024	Cette étude
Sauvage	0,74 ± 0,35	50	Baie d'Authie, France	Automne 2015	Hermabessiere *et al.*, 2019
Sauvage	0,84 ± 1,18	15	Wimereux, France	Printemps 2024	Cette étude
Sauvage	1,02 ± 0,70	15	Portel, France	Printemps 2024	Cette étude
Sauvage	1,22 ± 0,96	15	Tréport, France	Printemps 2024	Cette étude
Sauvage	1,27 ± 0,91	15	Audresselles, France	Printemps 2024	Cette étude
Elevage	1,45 ± 1,20	15	Berck, France	Printemps 2024	Cette étude

Elevage	1,6	≃50	Côtes chinoises	Eté & Automne 2015	Li *et al.*, 2016
Elevage	1,82 ± 1,34	10	Camiers, France	Eté 2018	Kazour and Amara, 2024
Elevage	2,22 ± 1,35	7	Camiers, France	Printemps 2019	Kazour and Amara, 2020
Sauvage	2,7	≃50	Côtes chinoises	Eté & Automne 2015	Li *et al.*, 2016
Sauvage	De 0,7 à 2,9	162	Côtes du Royaume-Uni	Automne 2016 à Hiver 2017	Li *et al.*, 2018

Cependant, malgré cette concentration localisée, les niveaux de microplastiques dans la zone étudiée restent bien en dessous des quantités observées dans certaines régions fortement polluées, telles que les côtes chinoises (~~J.~~ Li et al., 2016) et britanniques (Li et al., 2018). En effet, des réglementations européennes permettent la réduction de cette contamination. Cela pourrait être expliqué par des réglementations européennes qui ont permis une réduction significative de la contamination. Par exemple, les stations d'épuration des eaux (STEP) appliquent des normes strictes concernant le rejet des eaux traitées, limitant ainsi la dispersion des microplastiques dans l'environnement marin. Selon certaines études, les STEP retiennent jusqu'à 97,78 % des microplastiques avant leur rejet dans l'eau, ce qui pourrait expliquer les concentrations modérées observées dans notre étude comparativement à des zones moins régulées (Kazour & Amara, 2021).

Cette contamination par les microplastiques soulève d'importantes préoccupations quant à la santé des organismes marins, étant donné que de nombreuses études ont mis en évidence les effets néfastes de ces particules. Une fois libérés dans l'environnement aquatique, les microplastiques peuvent libérer des substances chimiques, telles que des additifs qui sont potentiellement toxiques pour les organismes marins (Teuten et al., 2009). En raison de leur petite taille, les microplastiques sont facilement ingérés par les moules, ce qui peut entraîner des dommages physiologiques importants, tels que des inflammations du système digestif. Des perturbations phénologiques, comme des effets sur la reproduction, ont également été reportées (Rochman et al., 2013; Uguen et al., 2022). La présence de microplastiques perturbe également le microbiote intestinal des moules, ce qui pourrait affecter les microbiotes des organismes, créant un effet en cascade au sein de l'écosystème marin (Li et al., 2020). De plus, les microplastiques ingérés peuvent se bioaccumuler le long de la chaîne alimentaire, augmentant ainsi les risques pour les organismes marins et les consommateurs humains (Farrell & Nelson, 2013; Rochman et al., 2013; Teuten et al., 2009). Bien qu'aucune preuve formelle des effets négatifs sur la santé humaine n'ait encore été établie (Van Cauwenberghe et al., 2015), l'ingestion indirecte de microplastiques par la consommation de produits marins contaminés demeure préoccupante.

Concernant la composition des microplastiques dans les moules, notre étude révèle que plus de 85 % des microplastiques retrouvés sont des fibres, une tendance observée sur tous les sites étudiés. Cette dominance des fibres est similaire à celle rapportée dans d'autres études, comme celles menées à Camiers (65-80 % ; Kazour & Amara, 2020), et sur les côtes du Royaume-Uni (50-90 % ; Li *et al.*, 2018). Bien que certaines études, comme celle de Kazour et Amara, 2024, montrent une dominance de fragments, la prédominance des fibres dans nos résultats est significative. Il a été démontré que les fibres de microplastiques restant plus longtemps dans les tissus des moules que les autres types de microplastiques, comme les fragments et les films, en raison de leur plus grande légèreté (Birnstiel et al., 2019; Kazour & Amara, 2024). Les fibres ont donc un temps de rétention plus long dans la colonne d'eau, ce qui explique leur présence en plus grande quantité dans les moules. De plus, les fragments de microplastiques, étant plus lourds, ont tendance à se déposer plus rapidement, ce qui peut expliquer la moindre quantité de fragments retrouvée par rapport aux fibres (Kowalski, Reichardt and Waniek, 2016).

En comparant les quantités de microplastiques dans les moules en fonction de la zone de prélèvement, nous observons généralement des quantités plus faibles dans les moules issues d'élevage par rapport à celles provenant de gisements naturels (Tableau 3). Ce phénomène a été confirmé dans notre étude, où les moules prélevées sur les bouchots (zones d'élevage) présentent des quantités de microplastiques inférieures à celles des moules prélevées dans les moulières naturelles. En effet, dans l'étude de Li *et al.* (2016), les moules élevées en bouchots contenaient en moyenne 1,6 MPs/g, soit moins que les moules sauvages, qui en contenaient 2,7 MPs/g. Cette différence pourrait s'expliquer par le fait que les moules élevées sur les bouchots sont surélevées au-dessus du sol, ce qui les expose principalement à la contamination par l'eau, tandis que celles des gisements naturels, en contact direct avec le sol, sont soumises à l'accumulation de microplastiques présents au fond.

Dans notre étude, nous n'avons pas observé de différences significatives entre les sites concernant les quantités totales de microplastiques dans les moules. Cependant, en analysant spécifiquement les quantités de fibres de microplastiques, nous avons constaté une différence entre les moules issues des gisements naturels et celles des bouchots, avec une quantité plus faible de fibres de microplastiques dans les moules des bouchots. Cette différence est également présente lorsque l'on compare les quantités de fibres de microplastiques en fonction de la couleur des moules. La couleur dominante des fibres de microplastiques est le noir, suivie du bleu. Les moules provenant des gisements naturels présentent des quantités plus élevées de fibres de microplastiques noires et bleues par rapport à celles des bouchots. Les sources de ces fibres sont multiples, les textiles représentant par exemple une part importante de la pollution par les microplastiques dans les milieux marins (Liu et al., 2019).

4.5.2 Comparaison des microplastiques en fonction du filet biodégradable et conventionnel

L'étude a permis de comparer les quantités de microplastiques trouvées dans les moules élevées sur les bouchots équipés de filets conventionnels et de filets biodégradables. Une différence significative a été observée dans les quantités de fibres microplastiques entre ces deux types de filets, avec une quantité plus élevée de fibres microplastiques dans les moules exposées aux filets biodégradables (moyenne de 1,45 ± 1,20 MPs/g) par rapport aux moules sous filets conventionnels (moyenne de 0,67 ± 0,77 MPs/g). Cependant, aucune fibre microplastique verte n'a été retrouvée dans ces moules, ce qui suggère que la contamination n'est probablement pas directement liée à ces filets.

Il a été démontré que la dégradation des bioplastiques pourrait être aussi toxique pour les organismes et l'environnement que celle des plastiques conventionnels dérivés du pétrole (Ali et al., 2023 ; Zimmermann et al., 2020). Les plastiques biodégradables utilisés dans les filets, comme le polyhydroxybutyrate (PHB), l'acide polylactique (PLA) et le polycaprolactone (PCL), se distinguent des plastiques conventionnels comme le polyéthylène haute densité (PEHD) et le polyéthylène (PE). Il serait pertinent de réaliser une analyse de micro-Raman pour identifier la composition des microplastiques trouvés dans les moules des bouchots équipés de ces différents types de filets, ce qui permettrait de déterminer la provenance des fibres observées et de mieux comprendre la contamination potentielle de l'utilisation de filets biodégradables.

Dans cette étude, les fibres restent les microplastiques dominants retrouvés dans les moules provenant des sites équipés de filets biodégradables et conventionnels. Les fibres microplastiques noires et bleues sont particulièrement présentes, et leur quantité est significativement plus élevée dans les moules des bouchots équipées de filets biodégradables par rapport à celles avec des filets conventionnels. Toutefois, même si les moules élevées sous filets biodégradables montrent des quantités supérieures à celles des moules sous filets conventionnels, ces quantités demeurent dans un ordre de grandeur similaire à celles trouvées dans les gisements naturels. Par exemple, à Audresselles et au Tréport, la quantité moyenne de microplastiques par gramme de moule est proche, avec respectivement 1,27 ± 0,91 MPs/g et 1,22 ± 0,96 MPs/g, ce qui suggère que la contamination par les

microplastiques dans les sites de bouchots n'est pas nécessairement plus importante que dans les zones naturelles.

4.6 Conclusion

Cette étude met en évidence la contamination par les microplastiques le long de la côte de PNM-EPMO, avec des concentrations moyennes comparables à celles de la littérature. La dominance des fibres, en particulier les fibres noires, est un indicateur clé de la pollution marine. La moule, en tant qu'indicateur biologique, a permis de démontrer que l'activité aquacole, notamment les bouchots, ne contribue pas à une surpollution des moules par les microplastiques, comparée aux moules des gisements naturels. Cependant, il est recommandé d'élargir les échantillons et d'effectuer des prélèvements à d'autres périodes afin d'obtenir des données plus représentatives et de mieux comprendre les variations temporelles. Une analyse plus approfondie de la composition des microplastiques permettrait de mieux cerner les sources de cette pollution. De plus, l'étude de l'impact des adhésifs libérés par les microplastiques et leur effet sur les organismes marins pourrait fournir des informations cruciales pour évaluer les risques écologiques de ces particules.

Les résultats ont également révélé l'absence de particules provenant des filets biodégradables dans les moules des bouchots équipés de ces filets. L'analyse des microplastiques trouvés dans les moules pourrait être poussée à l'aide de techniques comme le MicroRaman pour identifier leur provenance et déterminer si ces microplastiques proviennent des filets, notamment des biodégradables. Il est aussi nécessaire d'étudier plus longuement les effets de l'utilisation de filets biodégradables, en particulier sur des périodes prolongées, afin de déterminer s'ils représentent une alternative durable aux plastiques traditionnels. Une expérimentation en laboratoire, isolant la contamination par les filets dans des conditions contrôlées, permettrait également de mieux évaluer leur impact direct sur les moules.

Perspectives du projet ENOCO

Dans le cadre du projet ENOCO, plusieurs objectifs sont en cours de réalisation et d'approfondissement. Tout d'abord, les données collectées lors des campagnes précédentes sur les nourriceries, ainsi que celles de la campagne de prélèvement réalisée pour ce projet, sont en cours de standardisation et seront bancarisées. Cette étape vise à structurer et centraliser les informations pour permettre une analyse plus approfondie. Par la suite, les données issues de ces campagnes permettront de réaliser des cartes de distribution des populations ichtyologiques et de suivre leur évolution au cours des deux dernières décennies. En parallèle, l'analyse des quantités de microplastiques présents dans les juvéniles de poissons et leurs proies est en cours, afin de mieux comprendre l'impact de ces microplastiques sur ces populations et leur rôle au sein du réseau trophique.

Bibliographie

Amara, R. (2001). Etude des ressources biologiques marines et de leur biodiversité. Cartographie des nourriceries du littoral Nord-Pas-de-Calais, rapport final. Université du Littoral Côte d'Opale. Wimereux. https://knowledge-ps.archimed.fr/STD/doc/SYRACUSE/357610/etude-des-ressources-biologiques-marines-et-de-leur-biodiversite-cartographie-des-nourriceries-du-li

Amara, R., Denis, J., Rabhi, K., Lepetre, M., Collard, D., & Rolet, C. (2019). Evaluation du rôle des zones intertidales (estrans sableux pour les poissons et les macrocrustacés et le renouvellement des populations (zones de nourriceries) sur le Parc Naturel Marin des Estuaires Picards et de la Mer d'Opale. Université du littoral Cote d'Opale; Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences. https://parc-marin-epmo.fr/editorial/connaitre-les-zones-de-frayeres-et-de-nourriceries

Amara, R., Meziane, T., Gilliers, C., Hermell, G., & Laffargue, P. (2007). Growth and condition indices in juvenile sole (Solea solea L.) measured to assess the quality of essential fish habitat. Marine Ecology-Progress Series, 351, 201-208. https://doi.org/10.3354/meps07154

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62(8), 1596-1605. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., & Guilhermino, L. (2018). Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, Dicentrarchus labrax (Linnaeus, 1758). Aquatic Toxicology, 195, 49-57. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008

Birnstiel, S., Soares-Gomes, A., & da Gama, B. A. P. (2019). Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. Marine Pollution Bulletin, 140, 241-247. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.044

Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. Environment International, 115, 400-409. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007

Carpentier, A., Coppin, F., Curet, L., Dauvin, J.-C., Delavenne, J., Jean-marie, D., Ludovic, D., Foveau, A., Garcia, C., Laure, G., Harrop, S., Roger, J., Koubbi, P., Lauria, V., Corinne, M., Geoff, M., Jocelyne, M., Ota, Y., Emilie, R., & Caroline, W. (2009). Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale—CHARM II.

Dehaut, A., Hermabessiere, L., & Duflos, G. (2019). Current frontiers and recommendations for the study of microplastics in seafood. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 116, 346-359. https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.011

Delaunay, D., & Brind'amour, A. (2018). Manuel des protocoles de campagne halieutique. Campagnes « Nourriceries ». https://archimer.ifremer.fr/doc/00435/54610/

Dinno, A. (2024). dunn.test : Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums (Version 1.3.6) [Logiciel]. https://cran.r-project.org/web/packages/dunn.test/index.html

Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic : Mytilus edulis (L.) to Carcinus maenas (L.). Environmental Pollution, 177, 1-3. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046

Gibson, R. N. (1994). Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. Netherlands Journal of Sea Research, 32(2), 191-206. https://doi.org/10.1016/0077-7579(94)90040-X

Gilliers, C., Amara, R., & Bergeron, J.-P. (2004). Comparison of growth and condition indices of juvenile flatfish in differentcoastal nursery grounds. Environmental Biology of Fishes, 71, 189-198. https://doi.org/10.1007/s10641-004-0090-2

Halpern, B. S., McLeod, K. L., Rosenberg, A. A., & Crowder, L. B. (2008). Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. Ocean & Coastal Management, 51(3), 203-211. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.08.002

Hermabessiere, L., Paul-Pont, I., Cassone, A.-L., Himber, C., Receveur, J., Jezequel, R., El Rakwe, M., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Huvet, A., Dehaut, A., Duflos, G., & Soudant, P. (2019). Microplastic contamination and pollutant levels in mussels and cockles collected along the

channel coasts. Environmental Pollution, 250, 807-819. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.051

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

Kazour, M., & Amara, R. (2020). Is blue mussel caging an efficient method for monitoring environmental microplastics pollution? Science of The Total Environment, 710, 135649. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135649

Kazour, M., & Amara, R. (2021). Les microplastiques au sein des stations d'épurations : Flux, élimination et apports aux milieux aquatiques. Cas de la station d'épuration Séliane de Boulogne sur mer.

Kazour, M., & Amara, R. (2024). To what extent is blue mussels caging representative of microplastics in the natural environment? Science of The Total Environment, 912, 168975. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168975

Laurent, J., Lavergne, E., Couteau, J., Le Floch, S., Ouddane, B., Cachot, J., Davail, B., Clérandeau, C., Devin, S., Fisson, C., Devaux, A., Amara, R., Diop, M., Pichereau, V., & Laroche, J. (2022). Impacts of chemical stress, season, and climate change on the flounder population of the highly anthropised Seine estuary (France). Environmental Science and Pollution Research, 29(39), 59751-59769. https://doi.org/10.1007/s11356-022-20000-y

Lazard, C., Verin, Y., Regimbart, A., Delaunay, D., Schlaich, I., Vogel, C., Regimbart, A., Delaunay, D., Schlaich, I., & Vogel, C. (2021). Rapport de campagne de nourriceries côtières. Campagne Nourmanche Canche 2020. https://archimer.ifremer.fr/doc/00737/84900/

Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., & Rotchell, J. M. (2018). Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. Environmental Pollution, 241, 35-44. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038

Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. (2016). Microplastics in mussels along the coastal waters of China. Environmental Pollution, 214, 177-184. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012

Li, L.-L., Amara, R., Souissi, S., Dehaut, A., Duflos, G., & Monchy, S. (2020). Impacts of microplastics exposure on mussel (Mytilus edulis) gut microbiota. Science of The Total Environment, 745, 141018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141018

Liu, J., Yang, Y., Ding, J., Zhu, B., & Gao, W. (2019). Microfibers : A preliminary discussion on their definition and sources. Environmental Science and Pollution Research, 26(28), 29497-29501. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06265-w

McLusky, D. S., & Elliot, M. (2004). The Estuarine Environment. In D. S. McLusky (Éd.), The Estuarine Ecosystem (p. 1-48). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-7616-3_1

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H., & Wagner, H. (2015). Vegan : Community Ecology Package. R Package Version 2.2-1, 2, 1-2.

Regimbart, A., Guitton, J., & Le Pape, O. (2018). Zones fonctionnelles pour les ressources halieutiques dans les eaux sous souveraineté française (Research Report 46; p. 175 p.). Agrocampus Ouest, 65 rue de Saint-Brieuc, 35042 Rennes. https://institut-agro-rennes-angers.hal.science/hal-02293032

Riou, P., Le Pape, O., & Rogers, S. I. (2001). Relative contributions of different sole and plaice nurseries to the adult population in the Eastern Channel : Application of a combined method using generalized linear models and a geographic information system. Aquatic Living Resources, 14(2), 125-135. https://doi.org/10.1016/S0990-7440(01)01110-X

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. Scientific Reports, 3(1), 3263. https://doi.org/10.1038/srep03263

Schlaich, I., Simon, B., Loots, C., Antajan, E., Rabiller, E., Maheux, F., Schapira, M., Francoise, S., Loots, C., Antajan, E., Rabiller, E., Maheux, F., Schapira, M., & Francoise, S. (2016). Surveillance

écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly. Année 2015. Rapport scientifique annuel. https://archimer.ifremer.fr/doc/00360/47128/

Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., & Ysebaert, T. (2014). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. ICES Journal of Marine Science, 71(3), 648-665. https://doi.org/10.1093/icesjms/fst152

Selleslagh, J., & Amara, R. (2008). Inter-season and interannual variations in fish and macrocrustacean community structure on a eastern English Channel sandy beach : Influence of environmental factors. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 77(4), 721-730. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.11.004

Stafford, R., & Jones, P. J. S. (2019). Viewpoint – Ocean plastic pollution : A convenient but distracting truth? Marine Policy, 103, 187-191. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.003

Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., … Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences, 364(1526), 2027-2045. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea : Where is all the plastic? Science (New York, N.Y.), 304(5672), 838. https://doi.org/10.1126/science.1094559

Uguen, M., Nicastro, K. R., Zardi, G. I., Gaudron, S. M., Spilmont, N., Akoueson, F., Duflos, G., & Seuront, L. (2022). Microplastic leachates disrupt the chemotactic and chemokinetic behaviours of an ecosystem engineer (Mytilus edulis). Chemosphere, 306, 135425. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135425

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments : A review of techniques, occurrence and effects. Marine Environmental Research, 111, 5-17. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007

Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M. J. J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J., & Devriese, L. (2015). A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. Environmental Research, 143, 46-55. https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016