



Rapport final du projet IPREM (2021-2022)

Etude de l'Impact des engins de Pêche sur les fonds marins et la Résilience Ecologique du Milieu

Effets des engins de pêche sur les fonds marins de Manche-Est et du golfe normand-breton



Ce document doit être cité comme suit :

Liefmann Stephanie, Dauvin Jean-Claude, Delahaye Marc, Domingo Camille, Evrard Manuel, Guyet-Grenet Valérie, Manner Arnaud, Mouillard Romain, Prévalet Solène, Robin Jean-Paul, Vigneau Joel (2022). **Effets des engins de pêche sur les fonds marins de Manche-Est et du golfe normand-breton**. Rapport final du projet IPREM - Impact des engins de Pêche sur les fonds marins et la Résilience Ecologique du Milieu (2021-2022).

<https://doi.org/10.13155/89603>

Contact :

Organisation des Pêcheurs Normands (OPN)

4, quai Philippe Oblet

BP 3 14520 Port-en-Bessin-Huppain

Tél : 02.31.51.26.51

Co-auteurs*

DAUVIN Jean-Claude (6,9), DELAHAYE Marc (3), DOMINGO Camille (1), EVRARD Manuel (1), GUYET-GRENET Valérie (7), MANNER Arnaud (4), MOUILLARD Romain (3), PREVALET Solène (2), ROBIN Jean-Paul (6,8), VIGNEAU Joel (5).

*co-auteurs classés par ordre alphabétique

Partenaires et financeurs

Porteur et financeur :

L'Organisation des Pêcheurs Normands (OPN), 4, quai Philippe Oblet, BP 3, 14520 Port-en-Bessin (1).

Partenaires et financeurs :

Le Fonds Régional d'Organisation du Marché du poisson (FROM) Nord, 16 rue du Commandant Charcot, CS 10381, 62200 Boulogne-sur-Mer (2).

Le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de Normandie (CRPMEM Normandie), 9 quai Général Lawton Collins, 50100, Cherbourg-en-Cotentin (3).

Partenaires :

Normandie Fraîcheur Mer (NFM), 10 Avenue du Général de Gaulle, 14520 Port-en-Bessin-Huppain (4).

Le Laboratoire Ressources Halieutiques, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER), Avenue Général de Gaulle, BP 32, 14520 Port-en-Bessin (5).

L'Université de Caen Normandie (UniCaen), Esplanade de la Paix, 14000 Caen (6).

La Cellule de Suivi du Littoral Normand (CSLN), 53 rue de Prony, 76 600 Le Havre (7).

Le laboratoire de Biologie des ORganismes et des Ecosystèmes Aquatiques (BOREA), 43 rue Cuvier, CP 26, 75231 Paris Cedex 05, France (8).

Le laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C), 24, rue des tilleuls, Université de Caen (Campus 1), 14000 Caen cedex, France (9).

Le Centre Normand de la Pêche, de l'Aquaculture et des Cultures Marines (CENOPAC), 95 rue de Jersey, 50380 Saint-Pair-sur-Mer (10).

Autres financeurs :

FranceAgriMer, 12 rue Henri Rol-Tanguy, 93100 Montreuil.

La Direction générale des affaires maritimes, de la pêche et de l'aquaculture (DGAMPA), Tour Séquoia, 1 place Carpeaux, 92800 Puteaux.

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier les équipes de l'IFREMER Port-en-Bessin et des laboratoires M2C et BOREA de l'Université de Caen Normandie pour m'avoir accueillie et guidée dans mon travail. Mes remerciements vont également à la région de Normandie et à tous les partenaires de ce projet : l'Organisation des Pêcheurs Normands, le FROM Nord, le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de Normandie, Normandie Fraîcheur Mer, la Cellule de Suivi du Littoral Normand, le Centre Normand de la Pêche, de l'Aquaculture et des Cultures Marines, et les deux laboratoires cités plus haut.

J'adresse également mes remerciements à Isabelle COS (10) pour ses relectures et précieux conseils, Michel ROPERT pour son aide dans la spatialisation des indices d'impact ainsi que Sandrine VAZ pour sa relecture et ses réponses à mes nombreuses questions tout au long du projet.

Enfin, je suis reconnaissante envers l'Union Européenne pour leur financement à travers le Fonds Européen pour les Affaires Maritimes et la Pêche (FEAMP).

Liste des abréviations

- AEE : Agence Européenne pour l'Environnement
- AMP : Aires Marines Protégées
- BACI : Before and After Control Impact
- BEE : Bon Etat Ecologique
- BESITO : Benthos Trawling Sensitivity Index
- BOREA : Biologie des Organismes et des Ecosystèmes Aquatiques
- CENOPAC : Centre Normand de la Pêche, de l'Aquaculture et des Cultures marines
- CGFS : Chanel Ground Fish Survey
- CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer
- COMOR : COquilles saint-Jacques en Manche ORientale
- CRPMEM : Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins
- CSLN : Cellule de Suivi du Littoral Normand
- DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
- DD : Développement Durable
- DGAMPA : Direction Générale des Affaires Maritimes, de la Pêche et de l'Aquaculture
- DRB : Towed Dredges
- ECUME : Effets CUmulés en MER
- EMODnet : European Marine Observation and Data Network
- EUNIS : European Union Nature Information System
- FAO : Food Agriculture Organization
- FEAMP : Fonds Européen pour les Affaires Maritimes et la Pêche
- FROM : Fonds Régional d'Organisation du Marché du poisson
- GIS : Groupe d'Intérêt Scientifique
- IBTS : International Bottom Trawl Survey
- IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
- IPREM : Impact des engins de Pêche sur les fonds marins et la Résilience Ecologique du Milieu
- M2C : Morphodynamique Continentale et Côtière
- MMN : Manche-Mer du Nord
- MSC : Marine Stewardship Council
- NFM : Normandie Fraîcheur Mer
- OFB : Office Français de la Biodiversité
- ONU : Organisation des Nations Unies
- OPN : Organisation des Pêcheurs Normands
- OTB : Single boat bottom otter trawls
- PCP : Politique Commune de la Pêche
- PD : Population Dynamic
- PDS : Process-Driven benthic habitat Sensitivity
- PTB : Bottom pair trawls
- REBENT : REseaux BENThiques
- SAR : Swept Area Ratio
- SBI : SeaBed integrity Index
- SDN : Danish seines
- SSC : Scottish seines
- TBB : Beam trawls
- TBS : Bottom shrimp trawls
- TDI : Trawling Disturbance Index
- UE : Union Européenne
- UMS PatriNat : Unité Mixte de Service Patrimoine Naturel
- VMS : Vessel Monitoring System
- WGFBIT : Working Group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs

Table des figures

<u>Figure 1</u> : Empreinte des différents engins de pêche. Proportion de l'abrasion en surface et sous-surface (Eigaard et al., 2016).....	7
<u>Figure 2</u> : Empreinte conceptuelle des différentes composantes d'un chalut de fond à panneaux (OTB) (Eigaard et al., 2016).	8
<u>Figure 3</u> : Empreinte conceptuelle d'une drague (DRB) (Eigaard et al., 2016).	8
<u>Figure 4</u> : Empreinte conceptuelle d'un chalut à perche (TBB) (Eigaard et al., 2016).	8
<u>Figure 5</u> : Empreinte conceptuelle de la senne Danoise (SDN) (a) et la senne Ecossoise (SSC) (b) (Eigaard et al., 2016).	8
<u>Figure 6</u> : Typologie des sédiments présents en Manche d'après Larsonneur (1979) et Larsonneur et al. (1982). Données digitalisées par Carpentier et al., 2009.	19
<u>Figure 7</u> : Assemblages benthiques en Manche-Est d'après Cabioch et al., (1968) et Cabioch (1977). Données digitalisées par Rebert, 2007.	20
<u>Figure 8</u> : Assemblages benthiques du golfe normand-breton d'après Belsher (1976) et Retière (1979). Données digitalisées issues d'IFREMER (2006, 2012, 2013).	23
<u>Figure 9</u> : Habitats EUNIS dans la péninsule du Cotentin et le golfe normand-breton (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.	24
<u>Figure 10</u> : Habitats EUNIS en baie de Seine (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.	25
<u>Figure 11</u> : Habitats EUNIS en Manche-Est (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.	25
<u>Figure 12</u> : Habitats EUNIS issus des différentes campagnes scientifiques en Manche-Ouest et dans le golfe normand-breton (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.	28
<u>Figure 13</u> : Habitats EUNIS issus des différentes campagnes scientifiques en Manche-Est (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.	29
<u>Figure 14</u> : Sensibilité des nourriceries (a) et des frayères (b) en Manche-Est, indice calculé en tenant en compte de l'abondance de juvéniles pour les nourriceries et des œufs pour les frayères (Talidec et al., 2013).	31
<u>Figure 15</u> : Indice de richesse des peuplements EUNIS 4 issu des cartes historiques et calculé en fonction de la richesse spécifique et la biomasse sèche par m ² . Richesse très forte : plus de 100 espèces et plus de 100 g de biomasse. Richesse forte : 50-100 espèces et 50-100 g de biomasse. Richesse moyenne : 11-50 espèces et 11-50 g de biomasse. Richesse faible : 1-10 espèces et 1-10 g de biomasse (IFREMER, 2013).	32
<u>Figure 16</u> : Zones et rectangles statistiques CIEM de la zone 7e (Manche-Ouest) et 7d (Manche-Est).	34

<u>Figure 17</u> : Intensité de pêche des arts traînants en Manche-Est et dans la partie orientale de la Manche Ouest. La carte présente l'effort de pêche de toute l'Europe en zones VIIe et VIId. L'intensité de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée en SAR.an ⁻¹ (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.	35
<u>Figure 18</u> : Production annuelle de l'OPN en tonnes (poids vif) par engin traînant de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du SIOP de l'OPN.	37
<u>Figure 19</u> : Production annuelle du FROM Nord en tonnes (poids vif) par engin traînant de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du logbook du FROM Nord.	38
<u>Figure 20</u> : Tonnage capturé (poids vif) par les engins traînants de l'OPN par espèce de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du SIOP de l'OPN.	39
<u>Figure 21</u> : Tonnage capturé (poids vif) par les engins traînants du FROM Nord par espèce 2012-2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du logbook du FROM Nord.	40
<u>Figure 22</u> : Effort de pêche du chalut à panneaux - abrasion de surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.	42
<u>Figure 23</u> : Effort de pêche du chalut à perche - abrasion sous surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.	43
<u>Figure 24</u> : Effort de pêche des sennes écossaises et danoises - abrasion de surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.	44
<u>Figure 25</u> : Effort de pêche de la drague en heures.an ⁻¹ . Données représentant l'effort de pêche français en zones VIIe et VIId à une résolution spatiale de 0.05°x 0.05°. Données DGAMPA 2022 (communication personnelle).	45
<u>Figure 26</u> : Effort moyen de pêche de la drague - abrasion de sous surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée	

en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2021. 46

Figure 27 : Effort moyen de pêche des arts traînants entre 2013 et 2018. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée en SAR.an⁻¹ (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. La valeur entre crochets indique le nombre de cellules (0.05° x 0.05°) pour chaque classe d'intensité. Le pourcentage représente la proportion de cellules correspondant à chaque classe d'intensité. Données ICES 2021..... 48

Figure 28 : Cartes de la Manche montrant la superficie avec des indices d'impact L1 (a) et PD (b) inférieurs à 0,2 (ICES 2021, données en ligne). L'indice PD (Population Dynamic) estime la biomasse affectée relative à la capacité porteuse de l'habitat qui pourrait disparaître si l'intensité de pêche continue pendant une longue durée. L'indice L1 quantifie la biomasse du benthos affectée par la pêche aux arts traînants tout au long de leur durée de vie. 49

Figure 29 : Impact moyen sur les différents habitats. **Sédiment grossier circalittoral profond** : A5.15. **Sédiment grossier circalittoral** : A5.14. **Sable circalittoral** : A5.25/A5.26. **Sable circalittoral profond** : A5.27 (ICES 2021). 50

Figure 30 : Impact cumulé des engins de pêche traînant considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne (= effort moyen) entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05°. L'impact cumulé (= \sum Indice d'impact [engin]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne (SAR.an⁻¹) puis sommé pour tous les engins. 52

Figure 31 : Carte créée par krigeage illustrant la répartition du TDI en Manche (Jac et al., 2020a). Les valeurs élevées en vert représentent des zones où la biomasse est dominée par des espèces sensibles. Inversement les valeurs basses en orange représentent des zones où la biomasse est dominée par des espèces plus résistantes. 54

Figure 32 : **Carte de gauche** : Habitats EUNIS en Manche (Jac et al., 2020b). **Carte de droite** : Statut écologique des habitats benthiques en Manche (Jac et al., 2020b). GES : acronyme anglais signifiant bon état écologique. Seul l'habitat A5.15 est classifié en « perte d'habitat » (= « habitat loss », en rouge sur la carte de droite), ce qui couvre 9% de sa surface et correspond à un seuil d'intensité de pêche supérieur à 12,34 SAR.an⁻¹. La donnée de pêche utilisée par Jac et al. (2020b) est la même que dans ce rapport, à savoir ICES (2019), ce qui est en cohérence avec les valeurs de l'intensité de pêche présentées en Figure 17. 55

Figure 33 : Superposition de l'indice PDS (process-driven sensitivity) pour la Manche-Est sur l'intensité de pêche moyenne (2009-2017). Plus l'échelle de couleur tend vers le bleu plus la sensibilité des habitats benthiques et le risque de dégradation sont faibles. Inversement, plus l'échelle de couleur tend vers le rouge plus la sensibilité des habitats benthiques et le risque de dégradation sont élevés. 56

Figure 34 : Impact de la pêche par métier sur les différents habitats. **DRB_MOL** : Drague à mollusques. **OT_CRU** : Chalut à panneaux crustacés. **OT_DMF** : Chalut à panneau poissons démersaux. **OT_MIX** : Chalut à panneaux pêche mixte. **OT_SPF** : Chalut à panneaux petits poissons pélagiques. **SDN_DMF** : Senne danoise poissons démersaux. **SSC_DMF** : Senne écossaise poissons démersaux. **TBB_CRU** : Chalut à perche crustacés. **TBB_DMF** : Chalut à perche poissons démersaux. **TBB_MOL** : Chalut à perche mollusques (ICES, 2021)..... 57

Figure 35 : Impact du chalut à panneaux (OTB) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05°. L'impact du chalut à panneaux (= Indice d'impact [OTB]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne (SAR.an⁻¹). Données ICES 2019..... 59

Figure 36 : Impact des sennes (SSC et SDN) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05°. L'impact de la senne (= Indice d'impact [SDN et SSC]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne (SAR.an⁻¹). Données ICES 2019..... 60

Figure 37 : Impact de la drague (DRB) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2013-2018 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05°. L'impact de la drague (= Indice d'impact [DRB]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne (SAR.an⁻¹). Données ICES 2019..... 61

Figure 38 : Impact du chalut à perche (TBB) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05°. L'impact du chalut à perche (= Indice d'impact [TBB]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne (SAR.an⁻¹). Données ICES 2019. 62

Figure 39 : Carte de zones Natura 2000 (DREAL Normandie, D. 2019). 63

Figure 40 : Propositions de gestion du CIEM pour diminuer les impacts des arts traînants (ICES, 2021). Les cellules en beige représentent la surface soumise à des fermetures, les cellules en gris représentent des surfaces reportées comme non pêchées par le CIEM. (a) : Fermeture de 5% de la surface chaque habitat. (b) : Fermeture de 10% de chaque habitat. (c) : Fermeture de 20% de chaque habitat..... 65

Table des tableaux

<u>Tableau 1</u> : Echelle semi-quantitative pour l'évaluation de la résilience des habitats d'après Rivière et al., (2017).	6
<u>Tableau 2</u> : Profil de pénétration des engins de pêche dans différents sédiments. n.c. signifie non connu.....	9
<u>Tableau 3</u> : Résultats d'études analysant les effets des arts traînants. n.c. signifie non connu.	13
<u>Tableau 4</u> : Espèces descriptives des assemblages benthiques en Manche Orientale identifiés par Foveau (2009 ; p.100) et issus des échantillons collectés par Cabioch (1977) pour les années 1971-1976.	21
<u>Tableau 5</u> : Assemblages benthiques en Manche Orientale identifiés par Foveau (2009 ; p.109, tableau 10).	21
<u>Tableau 6</u> : Codes des habitats EUNIS et leur nom associé.	26
<u>Tableau 7</u> : Captures en tonnes de poids vif et pourcentages d'évolution de la production par engin traînant pour l'OPN et le FROM Nord de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du SIOP/logbook des OPs.	36
<u>Tableau 8</u> : Intensité moyenne de pêche pour les habitats considérés dans le rapport du CIEM (ICES, 2021). Les habitats les plus étendus en Manche figurent en gras.....	51
<u>Tableau 9</u> : Notice de lecture de la matrice de synthèse des risques de dégradation des habitats benthiques Natura 2000.	53
<u>Tableau 10</u> : Avis de gestion du CIEM en réduction d'effort de pêche et leurs conséquences monétaires et réduction de surface disponible à la pêche pour chaque habitat. Informations issues du CIEM (ICES, 2021).	64

Résumé

La Manche est un bassin très anthropisé, en variété et nombre d'activités, et subissant une intensité de pêche élevée depuis de nombreuses décennies. Pour s'orienter vers une pêche plus durable, les professionnels de Normandie et des Hauts-de-France ont initié le projet IPREM (Impact des engins de Pêche sur les fonds marins et la Résilience Ecologique du Milieu) avec pour but de faire un état des lieux bibliographique de l'impact des arts traînants en contact avec le fond marin sur les communautés et habitats benthiques, spécifiques aux eaux de la Manche.

Les engins de pêche considérés sont la drague (DRB), le chalut à panneaux (OTB), le chalut à perche (TBB) et les sennes écossaises et danoises (SSC et SDN respectivement). Les effets des arts traînants sur le fond marin se traduisent au niveau physique par la modification structurelle et morphologique du sédiment tel que le creusement de sillons et l'homogénéisation des fonds, et au niveau biologique par une mortalité de l'épifaune en portant atteinte à l'intégrité physique des plus fragiles, les délogeant et/ou les étouffant lors du dépôt des sédiments fins remis en suspension. Les impacts des arts traînants sur les communautés benthiques dépendent de la pénétration des engins dans le sédiment, de l'étendue de la surface balayée par heure de pêche mais également de la répétition du passage des engins et de la nature même des fonds.

Les habitats¹ recouvrant le plus de surface en Manche sont le sédiment grossier circalittoral côtier ([A5.14](#)) et profond au large ([A5.15](#)), le sable fin ou envasé circalittoral côtier ([A5.25](#) / [A5.26](#)) et profond au large ([A5.27](#)). Pour caractériser l'impact des engins traînants sur les habitats benthiques de la Manche-Est et du golfe normand-breton, l'étude IPREM a pris en considération simultanément l'effort de pêche associé à chaque engin et la sensibilité des différents habitats. Les indices d'impact calculés dans le cadre de ce projet puis cartographiés par engin de pêche révèlent que les impacts du chalut de fond à panneaux et des sennes sont les plus élevés en Manche, suivis de ceux du chalut à perche puis de ceux de la drague.

Le fait que la Manche soit une mer à fort hydrodynamisme peut conférer une résistance plus forte aux communautés benthiques présentes. Cela pourrait expliquer qu'au fil des années, il n'a pas été observé de grands changements au niveau des habitats. Cependant, il faut prendre en compte que la Manche est une mer très anthropisée et intensément pêchée depuis des dizaines d'années. Les communautés présentes reflètent les assemblages d'espèces ayant pu résister à cette pression de pêche élevée.

En conclusion, l'effort de pêche est indéniable en Manche mais la quantification de ses effets demeure encore incertaine. L'information manque sur l'état de référence des habitats, et les niveaux jusqu'auxquels les communautés benthiques de la Manche sont résistantes et résilientes à l'intensité de pêche ne sont pas connus. En effet, les seuils au-delà desquels les écosystèmes pourraient subir des dommages irréversibles ne sont pas établis. Des mesures pour réduire l'impact sont néanmoins nécessaires et doivent être appuyées sur un travail scientifique prenant en compte les intérêts et besoins des professionnels de la pêche.

¹ Les habitats définis ici par le niveau 4 EUNIS (European Union Nature Information System)

Table des matières

Contributeurs*	i
Partenaires et financeurs	i
Remerciements	ii
Liste des abréviations	iii
Table des figures	iv
Table des tableaux	viii
Résumé	ix
Table des matières	x
1. Introduction	1
2. Impacts des engins de pêche	4
2.1. Impacts sur les caractéristiques physiques du milieu marin	4
2.2. Impacts sur les communautés biologiques	4
2.3. Résilience et résistance du milieu	5
2.4. Méthodes pour mesurer l’empreinte et l’impact des arts traînants	7
3. Description des écosystèmes marins en Manche-Est et dans le golfe normand-breton 18	
3.1. Habitats EUNIS 4	24
3.2. Habitats fonctionnels	30
3.3. Communautés biologiques	32
4. Description de la pêche en Manche-Est et dans le golfe normand-breton	34
4.1. Panorama à l’échelle de l’Union Européenne	34
4.2. Panorama à l’échelle des organisations de producteurs OPN et FROM Nord	36
4.3. Effort spatialisé par engin	41
5. Résultats	47
5.1. Impact global des arts traînants en Manche-Est et dans le golfe normand-breton .	47
5.2. Impact par engin en Manche-Est et dans le golfe normand-breton	57
6. Discussion	66
6.1. Etat des lieux et lacunes	66
6.2. Actions à engager pour une pêche durable	67
7. Conclusion	70
8. Références	72

1. Introduction

La zone côtière, très attractive, est le siège de nombreuses activités comme le tourisme, le transport, les aménagements portuaires, la production d'énergie et l'exploitation des ressources à laquelle participe la pêche. Cette dernière est une pratique très ancienne datant d'au moins 40 000 ans (Sahrhage & Lundbeck, 2012). À travers l'histoire, le métier de la pêche n'a cessé d'évoluer vers plus d'efficacité. Ces gains de performance ont toujours été de pair avec l'augmentation de la population mondiale et la demande plus importante en protéines animales pour la consommation humaine.

L'industrie halieutique a ainsi, depuis ses débuts, joué un rôle primordial en tant que fournisseur de nourriture et d'emploi. Lors de la période connue la plus récente (1999-2019), la consommation mondiale de produits halieutiques issus de la pêche et l'aquaculture a augmenté de 122% et représente une source de nourriture importante pour les populations humaines les plus vulnérables (FAO, 2016, 2020). L'industrie halieutique est reconnue comme apportant à la fois les produits alimentaires les plus sains et ceux qui possèdent le moins d'impacts sur le milieu naturel (FAO, 2020). Sans considérer l'impact de la pêche sur les stocks avec un statut de protection spécial et les écosystèmes fragiles comme ceux des coraux profonds (Clark *et al.*, 2016).

Au niveau mondial, de 1999 à 2018, l'effort de pêche a connu une augmentation de 14% et l'industrie halieutique va continuer à augmenter (FAO, 2020). Entre 2010 et 2019, l'Union Européenne a contribué à la production halieutique mondiale à hauteur de 6% en tonnage moyen et la France a produit 0,6% de la production mondiale (FAO FISHSTATS, 2020). La France se positionne aujourd'hui comme le troisième producteur de la pêche de l'Union européenne post-Brexit, derrière l'Espagne et le Danemark (INSEE, 2020). Ces chiffres corroborent l'importance de cette industrie pour le pays. En 2020, la production halieutique de la Manche représentait 24% des produits frais français (FranceAgriMer, 2020).

En 2018, 39 millions de personnes étaient employées dans le secteur de la pêche au niveau mondial et la pêche française a généré 16 313 emplois directs cette même année (Planète Mer, 2020). Pour chaque emploi direct en mer, 3 à 4 emplois sont créés à terre (Planète Mer, 2020), soit entre 45 000 et 65 000 emplois supplémentaires.

Les métiers de la pêche se divisent entre arts dormants (e.g. filets, casiers, lignes) et arts traînants (e.g. dragues, chaluts, sennes). La production issue des arts traînants représente en moyenne 25% du volume total mondial (Kaiser, 2019) et 80% du volume pour la production française (FranceAgriMer, 2020). Les engins tractés en contact avec le fond ont un effet plus impactant sur les écosystèmes marins et plus précisément sur leur composante benthique (Hall, 1999 ; Kaiser & De Groot, 2000 ; Heddink *et al.*, 2006). Les espèces benthiques ont un rôle essentiel dans la chaîne trophique en assurant le couplage benthopélagique (Griffiths *et al.*, 2017). La dégradation des habitats benthiques a un impact sur les espèces qui y vivent et celles qui en dépendent, et parmi elles, la plupart des espèces exploitées commercialement (FAO, 2020).

Ainsi la pêche, comme toute industrie exploitante, n'est donc pas sans conséquences sur le milieu marin et les impacts engendrés doivent être quantifiés pour accompagner le développement d'une pêche responsable et durable. Des études approfondies sont nécessaires pour comprendre l'impact des engins de pêche sur les habitats, la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes dans le but d'informer les responsables politiques et améliorer les mesures de gestion. Ces études sont guidées par des accords internationaux. À cet effet, en Europe, la Politique Commune de la Pêche (PCP) a été réformée en 2002 en lui assignant un objectif supplémentaire d'exploitation durable des ressources aquatiques vivantes, de manière équilibrée et en tenant compte des aspects environnementaux, économiques et sociaux. Par ailleurs, il est précisé que la durabilité doit reposer sur des avis scientifiques sérieux et sur le principe de précaution (Breuer, 2021). En 2008, l'Europe a adopté la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) visant à maintenir ou restaurer un bon fonctionnement des écosystèmes marins tout en permettant l'exercice des usages en mer dans une perspective de développement durable. La Directive a défini 11 descripteurs pour guider les Etats membres à atteindre un Bon Etat Ecologique (BEE) (MSFD, 2020). En 2015, l'Organisation des Nations Unies (ONU) a lancé 17 Objectifs de Développement Durable (ODD) et les 193 Etats signataires, dont la France, se sont engagés à mettre en œuvre ce plan, appelé Agenda 2030. Entre autres, l'objectif 14 : conserver et exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable, et surtout les indicateurs 14.2.1 et 14.5.1 exigent que l'on mette davantage l'accent sur la réduction des effets néfastes sur les écosystèmes (FAO, 2020). Ces politiques mettent toutes en avant une gestion écosystémique des pêches qui a pour but de maintenir les écosystèmes dans un état sain, productif et résilient afin qu'ils puissent fournir les services écosystémiques dont les humains ont besoin. En revanche, les efforts faits pour intégrer ce type de gestion ont été lents ces dernières années (FAO, 2020). Assurer une pêche durable et productive en accord avec les politiques européennes (PCP, DCSMM) et onusiennes (ODD 14) nécessite le maintien de la biodiversité. Ce maintien permet aux systèmes naturels de s'adapter aux changements qui s'opèrent dans leur environnement, et donc à leur résilience (FAO, 2020). La perte de la biodiversité et les changements des communautés benthiques peuvent entraîner des effets négatifs sur les services écosystémiques d'approvisionnement comme les populations d'espèces commerciales (Loreau *et al.*, 2001 ; Worm *et al.*, 2006).

Pour travailler vers une pêche plus durable, de nombreux acteurs du monde professionnel maritime normand et des Hauts-de-France ont initié le projet IPREM (Impact des engins de Pêche sur les fonds marins et Résilience Ecologique du Milieu). Ce projet a été monté dans le cadre du CENOPAC (Centre Normand de la Pêche, de l'Aquaculture et des Cultures Marines), structure financée par la région Normandie et les départements de la Manche et du Calvados. Les acteurs présents sont : deux organisations de producteurs, l'OPN (Organisation des Pêcheurs Normands) et le FROM (Fonds Régional d'Organisation du Marché du poisson) Nord ; le CRPMEM (Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins) de Normandie; NFM (Normandie Fraîcheur Mer) ; la CSLN (Cellule de Suivi du Littoral Normand) ainsi que des organismes scientifiques : l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer) et les laboratoires BOREA (Biologie des Organismes et des

Ecosystèmes Aquatiques) et M2C (Morphodynamique Continentale et Côtière) de l'Université de Caen Normandie. Le projet IPREM consiste à la réalisation d'un travail bibliographique dont l'objectif est de lier les connaissances scientifiques disponibles sur les impacts des engins traînants sur les fonds marins avec les besoins des professionnels d'atténuer ces impacts.

Pour atteindre cet objectif, IPREM se donne pour mission de :

- **Caractériser les fonds marins** sur la base de données cartographiques disponibles : sédimentologie, habitats benthiques et activités de pêche européennes en Manche ;
- **Déterminer l'état des connaissances sur la résilience écologique des types de fonds marins** identifiés précédemment, notamment en relation avec les activités de pêche associées aux arts traînants ;
- **Croiser les données d'effort de pêche, le degré de sensibilité et la résilience des différents habitats** pour créer des cartes d'impact/cartes de vulnérabilité des fonds marins.

L'étude bibliographique proposée dans le cadre d'IPREM a pour but de donner un aperçu de l'état des connaissances sur les impacts des arts traînants sur les fonds marins et de vérifier à quel point ces connaissances peuvent être extrapolées aux écosystèmes et habitats présents en Manche-Est et dans le golfe normand-breton (partie orientale de la Manche-Ouest). La pêche étant une industrie très importante pour la Normandie et les Hauts-de-France, l'absence de connaissances précises sur les impacts freine les efforts de valorisation des produits et rend les possibilités d'une gestion adaptée plus difficiles (Gulbrandsen, 2005).

Pour la bonne compréhension du document, quelques définitions sont rappelées ci-après, tirées de Oliver *et al.* (2015) et Rivière *et al.* (2017) :

- Pression anthropique : mécanisme à travers lequel une activité humaine peut avoir un effet ou impact sur un habitat ;
- Intensité : combinaison de l'amplitude, de la fréquence et de la durée d'une pression ;
- Impact : conséquences d'une pression sur un habitat exprimées sous forme d'une modification de ses caractéristiques biotiques et/ou abiotiques ;
- Résilience : temps nécessaire à la récupération de l'équilibre d'un habitat, une fois que la pression a cessé ;
- Résistance : capacité d'un habitat à tolérer une pression sans modification notable de ses caractéristiques biotiques et abiotiques, c'est à dire en gardant leur fonctionnement ;
- Sensibilité : caractéristique intrinsèque d'un habitat définie par la combinaison de sa capacité à tolérer une pression externe (résistance) et du temps nécessaire à sa récupération suite à une dégradation (résilience).
- Vulnérabilité : combinaison de la probabilité d'exposition d'un habitat à une pression et de sa sensibilité face à cette pression ;

2. Impacts des engins de pêche

2.1. Impacts sur les caractéristiques physiques du milieu marin

Les impacts des arts traînants sur le milieu physique interviennent sur la modification structurelle et morphologique du sédiment ; par exemple : creusement de sillons (Buhl-Mortensen *et al.*, 2016 ; Kaiser *et al.*, 2002), homogénéisation des fonds (Auster, 1998) ce qui peut entraîner des changements d'hydrodynamisme (Blanchard, 2012). L'homogénéisation des fonds marins se fait concomitamment à la destruction physique d'habitats, de type biogénique tels que les récifs de *Sabellaria* spp., les bancs de maërl, l'épifaune émergente et la destruction de terriers créés par la faune fouisseuse entre autres (Buhl-Mortensen *et al.*, 2016 ; Collie *et al.*, 1997 ; Gibb *et al.*, 2014 ; Hall-Spencer & Moore, 2000 ; Thrush & Dayton, 2002). Une zone de chalutage intensif voit son sédiment modifié sous l'action répétée des engins qui remettent régulièrement en suspension les particules les plus fines (Blanchard, 2012), ce qui peut entraîner l'apparition de grands panaches sédimentaires sur et au-delà de la zone chalutée (Kaiser, 2019). Pour la drague, il a été calculé que 13,6 kg de sédiments par mètre² dragués peuvent être mis en suspension (O'Neill *et al.*, 2008) et provoquer un changement de granulométrie des sédiments. En mer de Béring et en Méditerranée, des sédiments plus grossiers ont été davantage observés dans des zones de pêche actives que dans des zones avec une intensité de pêche faible ou sans pêche (Brown *et al.*, 2005 ; Palanques *et al.*, 2014). La remise en suspension et le remaniement des sédiments marins peuvent aussi perturber leur capacité à séquestrer les gaz à effet de serre (Luisetti, 2021 ; Luisetti *et al.*, 2019) et aller jusqu'à entraîner la libération du carbone déjà stocké (Sala *et al.*, 2021). De même, le passage des arts traînants sur les fonds marins peut affecter la biochimie des sédiments et réduire la minéralisation (De Borger *et al.*, 2021 ; Tiano *et al.*, 2019).

Les changements induits des fonds marins peuvent avoir un effet sur les communautés benthiques, ce qui sera détaillé dans la prochaine partie.

2.2. Impacts sur les communautés biologiques

Les communautés benthiques sont directement affectées par le passage des arts traînants. En premier lieu, le passage des engins entraîne une mortalité de l'épifaune en cassant les plus fragiles, les délogeant et/ou les étouffant lors du dépôt des sédiments fins remis en suspension (Collie *et al.*, 2000 ; Kaiser *et al.*, 2006). L'endofaune est également impactée (Currie & Parry, 1996). Buhl-Mortensen *et al.* (2016) ont montré que le changement de la composition faunistique en mer de Norvège était corrélé à la densité des sillons créés suite au passage des chaluts. Les auteurs ont aussi remarqué un déplacement des éponges massives (*Geodia* spp., *Stryphnus* spp. et *Stelletta* spp.). Ce déplacement, couplé à la remise en suspension de sédiments, a été jugé comme ayant un effet négatif sur ces éponges. Le changement de la biochimie des sédiments peut avoir des conséquences sur la qualité de la nourriture, ce qui affecterait indirectement les communautés benthiques (Tiano *et al.*, 2019 ; Watling *et al.*, 2001). De même, la pression de pêche peut modifier les réseaux trophiques et ces modifications peuvent favoriser la prolifération d'invertébrés benthiques (Coll *et al.*, 2009).

Les différents engins traînants affectent les communautés benthiques à des degrés distincts. Les dragues (DRB), les chaluts de fond à perche et à panneaux (TBB et OTB), et les sennes écossaises et danoises (SSC et SDN)² présentent respectivement des taux d'extirpation de 20%, 14%, 6%, 1,6% et 0,9% des organismes présents dans les fonds marins après un passage (Hiddink *et al.*, 2017 ; Rijnsdorp *et al.*, 2020). Les cadavres et organismes heurtés par les engins de pêche constituent une source de nourriture pour les espèces les plus opportunistes dont certaines sont des espèces commerciales. Plusieurs études ont confirmé cette présence d'organismes opportunistes, nécrophages dans des zones subissant une intensité de pêche élevée et chronique (González-Irusta *et al.*, 2018 ; Mangano *et al.*, 2013). Cependant, ce supplément de nourriture est de courte durée et ne suffit pas à compenser l'éventuel manque de proies (Hinz *et al.*, 2017 ; Kaiser, 2019). Tous ces effets ont la capacité d'altérer les communautés benthiques en réduisant la richesse et l'abondance d'espèces et dans certains habitats, la productivité. Hiddink *et al.* (2006) ont suggéré qu'en mer du Nord, la production benthique pourrait être réduite de 21% dans les zones chalutées par rapport aux zones d'exclusion de pêche. Queirós *et al.* (2006) ont aussi observé une diminution de la production benthique dans les habitats vaseux, mais pas dans les habitats sableux.

2.3. Résilience et résistance du milieu

Comme définit auparavant, la sensibilité des organismes et des écosystèmes dépend de leur résistance et de leur résilience. Celles-ci à leur tour dépendent du type de pression que l'environnement subit et des caractéristiques des espèces leur conférant différents degrés de résistance et résilience (Bolam *et al.*, 2014 ; Mouillot *et al.*, 2013). Différentes caractéristiques sont utilisées pour évaluer la résistance et la résilience des différentes espèces benthiques soumises à une pression de pêche, les plus communes étant : taille, position dans le sédiment, mobilité, fragilité, mode d'alimentation (de Juan *et al.*, 2009) et longévité (Hiddink *et al.*, 2019).

Ainsi la résistance mesure la capacité d'un habitat à rester inchangé face à une ou des perturbations. Certains habitats, naturellement soumis à des perturbations importantes de leur environnement, sont plus à même de résister à des perturbations supplémentaires d'origine anthropique, ils sont plus résistants. En accord avec les définitions de la DCSMM et de l'OSPAR³, la résilience est définie comme le temps nécessaire à la récupération de l'équilibre d'un habitat une fois que la pression a cessé. Le processus de résilience est considéré achevé lorsque l'habitat a récupéré ses caractéristiques biotiques et abiotiques et retourne à un état similaire, d'un point de vue structurel et fonctionnel, à celui dans lequel il était avant l'exercice de la pression (Rivière *et al.*, 2017) en ayant les mêmes fonctionnalités et assurant les mêmes services écosystémiques. Le temps de récupération de l'habitat dépend de plusieurs facteurs tels que : la connectivité des habitats non perturbés ou le degré de

² Les valeurs d'extirpation/épuisement pour les sennes sont calculées sur les caractéristiques de ces engins de pêche, des données empiriques n'étant pas disponibles (Rijnsdorp *et al.*, 2020).

³ OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (<https://www.ospar.org/>).

fragmentation⁴ de l'habitat. De même, l'hydrodynamisme joue un rôle important car il assure la connectivité des habitats.

La résilience peut être mesurée de plusieurs façons. Rivière *et al.* (2017) l'ont catégorisée avec une échelle semi-quantitative par rapport au temps nécessaire à la récupération (Tableau 1). Cette échelle a été utilisée lors de l'évaluation de la sensibilité des habitats pour les matrices développées par l'IFREMER (2019), basées sur l'avis des experts. Hiddink *et al.* (2017) et Sciberras *et al.* (2018) ont utilisé des méta-analyses et ont modélisé le temps de récupération. Tous ont démontré que la résilience est fortement liée au profil de pénétration des engins dans le sédiment. En conséquence, le temps de récupération après un passage de drague est plus élevé qu'après celui du chalut à perche ou du chalut à panneaux. En revanche, le temps de récupération estimé est différent si on considère la biomasse, la richesse ou l'abondance, le retour à des niveaux de richesse spécifique nécessitant en général une durée de récupération plus courte.

Tableau 1 : Echelle semi-quantitative pour l'évaluation de la résilience des habitats d'après Rivière et al., (2017).

Aucune	Faible	Modérée	Haute	Très haute
> 25 ans	10-25 ans	2-10 ans	1-2 ans	< 1 an

Les études de type BACI (Before After Control Impact) reportent des temps de récupération souvent inférieurs à un an (Kaiser, 1998 ; Pitcher *et al.*, 2009 ; Robinson *et al.*, 2001). En revanche, ce type d'études ne prend pas en compte l'étendue de la surface impactée par la pêche industrielle. Les études à plus long terme, ayant une durée plus importante ou considérant des zones sous des intensités de pêche différentes, estiment des temps de récupération inférieurs à 3 ans (Blyth *et al.*, 2004 ; Cranfield *et al.*, 2001) et de 5 à 12 ans pour l'épifaune et la mégafaune sessile (Collie *et al.*, 2000 ; Kaiser *et al.*, 2006 ; Lambert *et al.*, 2014). Les variations du temps de récupération estimées pour les différents habitats sont souvent dues à la variabilité de leur exposition à des perturbations naturelles. Lambert *et al.* (2014) ont retrouvé des temps de récupération moins élevés là où les courants de marée étaient les plus forts. Cela est en accord avec les résultats de Jac *et al.* (2020b) et Foveau *et al.* (2017) qui mentionnent que les habitats soumis à des perturbations naturelles fortes sont en capacité de supporter des efforts de pêche plus élevés.

Cette variation de temps de récupération pourrait aussi être utilisée pour identifier des zones plus sensibles. En revanche, pour utiliser ce type d'indice de sensibilité, il faudrait identifier des états de référence pour les différents habitats.

Une autre définition de la résilience est liée à la magnitude des perturbations qu'un habitat peut subir avant de changer d'état et basculer, potentiellement irrémédiablement, dans un état moins favorable (Holling, 1973), qui serait défini comme moins productif et n'assurant pas les services écosystémiques normalement attendus. Ce risque de basculement induit le besoin de trouver des seuils au-delà desquels les habitats seraient perturbés et/ou perdus.

⁴ La fragmentation des habitats est le processus par lequel un habitat est converti en plusieurs fragments plus petits suite à un changement d'usage des terres (urbanisation, conversion en terres agricoles, etc.) ou à la création d'infrastructures de transport. Ces îlots d'habitats se trouvent ainsi isolés, séparés : on parle alors de perte de connectivité.

2.4. Méthodes pour mesurer l’empreinte et l’impact des arts traïnants

La plupart des indicateurs d’impact sont, en premier lieu, basés sur l’empreinte physique des engins de pêche sur les fonds marins, c’est-à-dire la surface de fond balayée par heure de pêche (Eigaard *et al.*, 2016). Selon cette définition, les sennes écossaises et danoises ont l’empreinte la plus élevée, suivies des chaluts à panneaux et à perche, et finalement de la drague (Figure 1).

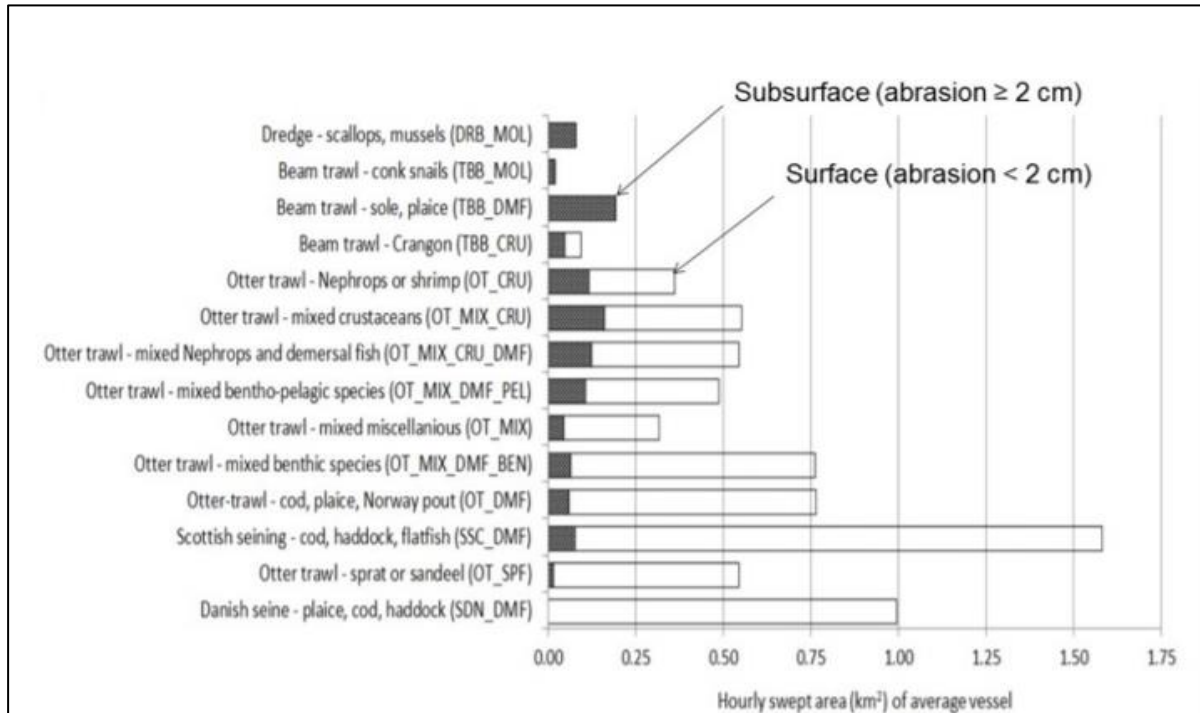


Figure 1 : Empreinte des différents engins de pêche. Proportion de l'abrasion en surface et sous-surface (Eigaard *et al.*, 2016).

L’empreinte et l’impact d’un engin sont définis par ses dimensions, par exemple, l’écartement des portes pour les chaluts (OT), en considérant la somme des contributions des différentes parties de l’engin en contact avec le fond (Figure 2 à 5). Plus de détails sur les différentes composantes des engins de pêche et de leurs impacts sont donnés dans Eigaard *et al.* (2016). Les engins ayant des capacités de pénétration dans le sédiment très variables, on distinguera les empreintes de surface et de sous-surface.

L’empreinte de surface est définie comme celle affectant seulement la partie affleurante des sédiments (<2 cm de profondeur) tandis que l’empreinte de sous-surface prend en considération la pénétration plus profonde des engins dans le sédiment (≥2cm). Les engins ont chacun leur propre empreinte avec un pourcentage spécifique en surface et en sous-surface (Eigaard *et al.*, 2016) (Figure 1). Le profil de pénétration de chaque engin dépend de ses caractéristiques, du type de sédiment, de la contrainte de cisaillement⁵ sur les fonds marins et de la vitesse de traîne (Dellapenna *et al.*, 2006 ; Rijnsdorp *et al.*, 2017) (Tableau 2).

⁵ La contrainte de cisaillement détermine la remise en suspension, l'érosion et le dépôt des sédiments, et la morphologie du fond. Cette contrainte dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment la structure des sédiments de surface et les organismes benthiques qui influencent la rugosité du fond. C'est pourquoi la contrainte de cisaillement est utilisée comme indicateur dans la DCSMM pour évaluer les changements liés aux activités humaines (Van den Eynde Dries *et al.*, 2016).

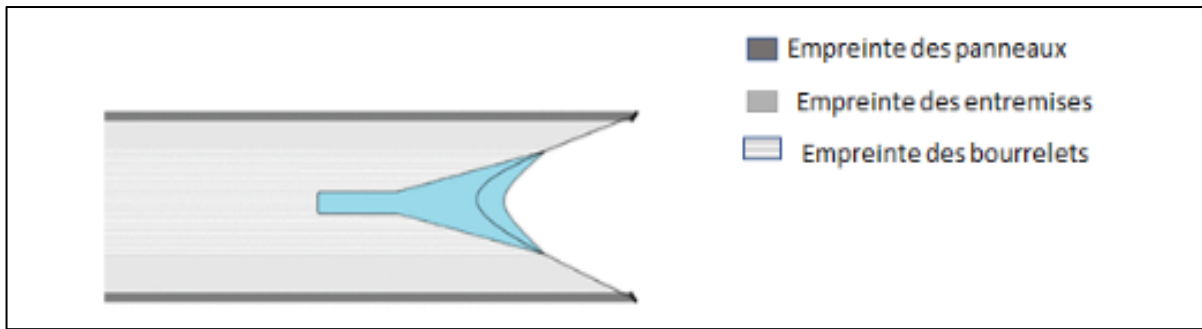


Figure 2 : Empreinte conceptuelle des différentes composantes d'un chalut de fond à panneaux (OTB) (Eigaard et al., 2016).

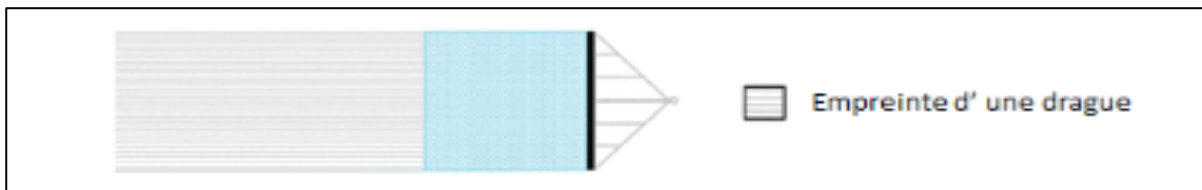


Figure 3 : Empreinte conceptuelle d'une drague (DRB) (Eigaard et al., 2016).

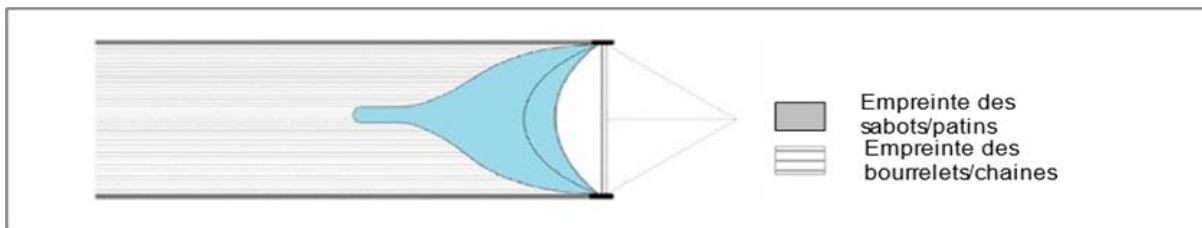


Figure 4 : Empreinte conceptuelle d'un chalut à perche (TBB) (Eigaard et al., 2016).

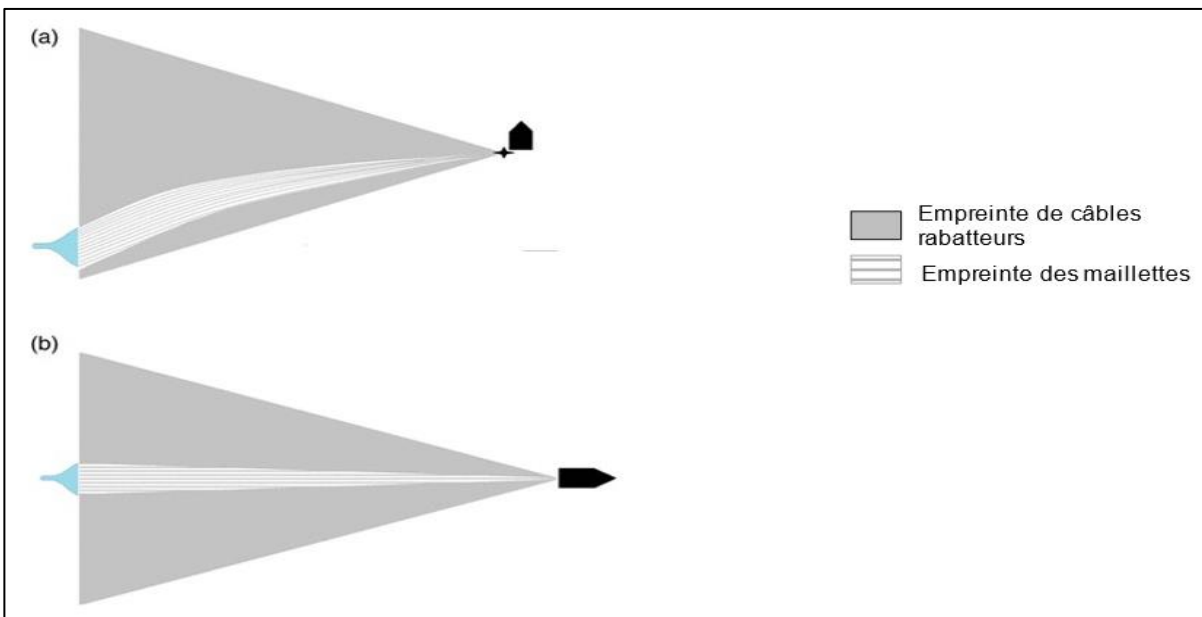


Figure 5 : Empreinte conceptuelle de la senne Danoise (SDN) (a) et la senne Ecosaise (SSC) (b) (Eigaard et al., 2016).

Tableau 2 : Profil de pénétration des engins de pêche dans différents sédiments. n.c. signifie non connu.

Type d'engin	Partie de l'engin	Localisation	Espèce ciblée	Sédiments	Profondeur de pénétration	Sédiments mobilisés	Type de déplacement des sédiments	Références
DRB	Tout l'engin	Ecosse de l'Ouest	Pectinidés	Sables	1 cm	1 mm (1.04 kg/m ²)	Aplatissement des ondulations du sable	O'Neill <i>et al.</i> , (2008) O'Neill <i>et al.</i> , (2013)
DRB	Tout l'engin	Eaux côtières écossaises	n.c.	Sables fins	2-4 cm	n.c.	Réduction de l'amplitude des ondulations du sable 1.5-2 cm to ≤ 1 cm	O'Neill <i>et al.</i> , (2009) Dale <i>et al.</i> (2011)
DRB	Tout l'engin	Mer Adriatique	Endofaune : <i>Chamelea gallina</i>	Sables	5-15 cm	n.c.	Création de sillons de la même largeur que l'engin (3 m de largeur)	Luchetti & Sala (2012)
DRB	Chalut « Rapido » / drague	Mer Adriatique	Pectinidés (au large) et poissons (côtier)	Sables (au large), Vases (côtier)	6 cm	n.c.	Le parcours de chalut visible avec sonar à balayage latéral pendant au moins une semaine	Pranovi (2000) Pranovi <i>et al.</i> , (2001)
DRB	Dents, barre et anneaux	Mer d'Irlande	Pectinidés	Fonds rugueux	≤ 10 cm	n.c.	Ratissage de la surface par les dents	Kaiser <i>et al.</i> , (1996)
OTB	Panneaux	Méditerranée	Crevettes de profondeur et <i>Nephrops sp</i>	Vases	25-35 cm	n.c.	Création de sillons de 35-45 cm de largeur	Luchetti & Sala (2012)
OTB	Panneaux	Méditerranée	Pêcheries mixtes : Mulet, colin, Baudroie	Vases	15-25 cm	n.c.	Création de sillons de 25-35 cm de largeur	Luchetti & Sala (2012)
OTB	Panneaux	Mer d'Irlande (Zone CIEM. VIIa)	<i>Nephrops</i>	Vases	≤ 15 cm	n.c.	Sillons ≤ largeur de l'engin	Kaiser <i>et al.</i> , (1996) Krost <i>et al.</i> , (1990)
OTB	Panneaux	Varangerfjord (Norvège)	n.c.	Vases	10-20 cm	n.c.	Création de sillons	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013) DEGREE (2010)
OTB	Panneaux (chalut démersal sans bourrelet avec chaîne gratteuse)	Golfe du Lion	Poissons démersaux	Vases	30 cm	1 mm	n.c.	Durrieu de Madron <i>et al.</i> , (2005)
OTB	Panneaux	Eaux écossaises	Poissons blancs	Fonds sablo-vaseux	5-6 cm	n.c.	Pénétration de 5-6 cm Déplacement des sédiments et formation de monticules de 6 - 8 cm de hauteur à l'ouverture du chalut	Ivanovic <i>et al.</i> , (2011)

OTB	Panneaux	Mer de Barents	n.c.	Fonds sablo-vaseux avec graviers compacts	10 cm	n.c.	Augmentation de la rugosité (augmentation du relief de surface), diminution de la dureté des sédiments	Humborstad <i>et al.</i> , (2004)
OTB	Panneaux	Eaux côtières écossaises	n.c.	Graviers	5-6 cm	n.c.	Dépôt de monticule de 4-5 cm à l'ouverture du chalut	O'Neill <i>et al.</i> , (2009)
OTB	Panneaux	n.c.	n.c.	Sables	2-5 cm	n.c.	n.c.	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013)
OTB	Panneaux	Baie de Fundy	Flétan	n.c.	1-5 cm	n.c.	n.c.	Løkkeborg (2005)
OTB	Parcours du chalut, bourrelets	Golfe d'Alaska	Perche de mer	Fonds rugueux	1-8 cm	n.c.	Déplacement des rochers	Freese <i>et al.</i> , (1999)
OTB	Panneaux et bourrelets	Golfe du Lion	Poissons démersaux	Vases	30 cm	1 mm	n.c.	Durrieu de Madron <i>et al.</i> , (2005)
OTB	Bourrelets	Mer d'Irlande	<i>Nephrops</i>	Vases	0 cm	n.c.	Déplacement et endommagement des rochers et de l'endofaune	Kaiser <i>et al.</i> , (1996)
OTB	Bourrelets	n.c.	n.c.	Vases	5-10 cm	n.c.	n.c.	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013)
OTB	Bourrelets	n.c.	n.c.	Sables	0-2 cm	n.c.	n.c.	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013)
OTB	Filets	Mer d'Irlande	<i>Nephrops</i>	Vases	0 cm	n.c.	Décapage de la surface des sédiments	Kaiser <i>et al.</i> , (1996)
OTB	Chaînes	Mer d'Irlande	Poissons plats	Sédiments meubles-rugueux	2-5 cm	n.c.	Pénétration des premiers cm de la surface	Kaiser <i>et al.</i> , (1996)
OTB	Clump	Eaux côtières écossaises	n.c.	Sablo-vaseux	~ 12 cm	n.c.	n.c.	O'Neill <i>et al.</i> , (2009)
OTB	Funes	Varangerfjord (Norvège)	n.c.	Sables	0-2 cm	n.c.	Impact limité à la superficie des ondulations	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013)
OTB	Funes	n.c.	n.c.	Vases	0 cm	n.c.	n.c.	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013)
OTB	Funes à chaînes	n.c.	n.c.	Vases	2-5 cm	n.c.	n.c.	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013)
OTB	Funes à chaînes	n.c.	n.c.	Sables	0-2 cm	n.c.	n.c.	Buhl-Mortensen <i>et al.</i> , (2013)
OTB	Composants en contact avec le fond	Mer de Barents	n.c.	n.c.	Parcours du chalut visible sur des photos de sonar à balayage latéral	n.c.	Dépressions créées par les bourrelets observables avec le sonar à balayage latéral	Humborstad <i>et al.</i> , (2004)

OTB	Composants en contact avec le fond	Nord de la Mer Tyrrhénienne	Poissons démersaux	n.c.	Pas visibles	n.c.	n.c.	De Biasi (2004)
TBB	Tout l'engin	Mer Adriatique	Poissons plats : Sole, turbot, barbue	Vases	5-15 cm	n.c.	Création de sillons de la même largeur de l'engin (4 m de largeur)	Luchetti & Sala. (2012)
TBB	Sabots	Mer d'Irlande (Zone CIEM VIIa)	Poissons plats	Sédiments meubles-rugueux	≤ 5-10 cm	n.c.	Pénétration des premiers cm de la surface	Kaiser <i>et al.</i> , (1996) Anonymous (1991) De Groot & Lindeboom (1994) Kaiser <i>et al.</i> , (1996)
TBB	Chaînes	Mer d'Irlande	Poissons plats	Sédiments rugueux	≤ 3 cm	n.c.	Déplacement des rochers	Bridger (1972) De Groot & Lindeboom (1994)
TBB	Chaînes	Mer d'Irlande	Poissons plats	Sédiments meubles	≤ 10 cm	n.c.	n.c.	Kaiser <i>et al.</i> , (1996) Bridger (1972) De Groot & Lindeboom (1994)
TBB	Chaînes et filets à chaînes	Eaux côtières du Royaume Uni	<i>Solea solea</i> , <i>Pleuronectes platessa</i>	Sédiments sableux	< 5-10 cm	n.c.	Pénétration des premiers cm des fonds, déplacement et endommagement de l'endofaune et de l'épifaune	Kaiser & Spencer (1996) Kaiser <i>et al.</i> (1998))
TBB	Filet, cordes	Mer d'Irlande	Poissons plats	Sédiments meubles-fermes	0 cm	n.c.	Décapage de la surface des sédiments	Kaiser <i>et al.</i> , (1996)
TBB	Perche	Mer du Nord	Poissons plats	Sables	1-8 cm	n.c.	n.c.	Valdemarsen <i>et al.</i> , (2007) Paschen <i>et al.</i> (2000)
PTB	Clump	Eaux écossaises	Poissons blancs	Sablo-vaseux	10-15 cm	n.c.	n.c.	Ivanovic <i>et al.</i> , (2011)
PTB	Clump	Eaux écossaises	Poissons blancs	Sables	3-4 cm	n.c.	Aplatissement des ondulations du sable et du fond marin	Ivanovic <i>et al.</i> , (2011)
PTB	Clump	Eaux écossaises	Poissons blancs	Sables	~0 cm	n.c.	Aplatissement des ondulations d'une amplitude de 4-5 cm	Ivanovic <i>et al.</i> , (2011)

L'impact peut aussi être évalué par la quantité de faune et de flore disparue (taux d'épuisement) après un seul passage d'engin de pêche et par le temps de récupération de ces communautés. En intégrant ces seuls éléments, la drague a l'impact le plus important, suivie par le chalut à perche et le chalut à panneaux (Sciberras *et al.*, 2018). Les engins dont l'impact total est le plus élevé sont donc ceux ayant une empreinte géographique importante et un taux d'épuisement élevé (Rijnsdorp *et al.*, 2020).

Les impacts sur les communautés benthiques sont mesurés à l'aide de plusieurs types d'indices catégorisés en trois familles : les indices de biodiversité, les indices d'abondance et plus récemment les indices basés sur les caractéristiques biologiques aussi appelés traits des espèces (Bolam *et al.*, 2014a ; de Juan & Demestre, 2012 ; González-Irusta *et al.*, 2018 ; Jac *et al.*, 2020a). Les caractéristiques biologiques prises en compte par ces indices sont : la position des organismes dans le substrat, leur mode d'alimentation, leur mobilité, leur taille, leur fragilité et leur longévité. Ces traits sont choisis car ils donnent des informations sur la sensibilité ou la résilience de la faune au passage des arts traînants (de Juan *et al.*, 2009). Par exemple, les organismes de plus grande taille ont plus de chances de rencontrer un chalut.

Différents types d'études ont été conduites pour documenter les effets des activités anthropiques, notamment de la pêche, sur le milieu marin. Les études BACI comparent la même zone avant et après le passage d'un engin de pêche ; d'autres études, appelées gradient de pêche, comparent des habitats soumis à des intensités de pêche commerciale différentes (Kaiser, 2019 ; Sciberras *et al.*, 2018). La plupart de ces études utilisent des indices basés sur l'abondance et la biodiversité et leurs résultats mènent à des conclusions différentes selon l'approche, l'engin de pêche utilisé et l'habitat considéré. Un récapitulatif en est donné dans le [Tableau 3](#). Il est à noter que les études BACI sont conçues pour évaluer les réponses immédiates des communautés benthiques mais ne prennent pas en compte les effets chroniques d'une pêche intense (Collie *et al.*, 2000). Les études comparant des zones soumises à différentes intensités de pêche aboutissent à des résultats différents selon le gradient de pêche considéré et l'historique de pêche de la zone (Sciberras *et al.*, 2018).

Tableau 3 : Résultats d'études analysant les effets des arts traïnants. n.c. signifie non connu.

Type d'étude	Sédiments	Localisation	Type d'engin	Type de faune	Résultats	Temps de récupération	Références
BACI	Meubles	Australie	DRB	Endofaune	20 à 30% réduction de l'abondance des espèces étudiées	6 mois	Currie & Parry, (1996)
BACI	Meubles	Mer d'Irlande	DRB et TBB	Epifaune	Changements dans la composition des communautés	n.c.	Kaiser <i>et al.</i> , (1996)
BACI	Sables	Loch Ewe Ecosse	DRB	Epifaune et endofaune	Vulnérabilité plus forte de l'endofaune à forte longévité et de l'épifaune sessile à l'effet de pêche	n.c.	Eleftheriou & Robertson (1992)
BACI	Sables	Mer de Béring	OTB	Macrofaune	Réduction des taxons rares	n.c.	Brown <i>et al.</i> , (2005)
BACI	Vases	Loch Gareloch Ecosse	OTB	Endofaune	Incrémentation des nombres d'espèces et des individus dans les zones soumises à la pêche Décroissance de la diversité et de l'uniformité des espèces	18 mois	Tuck <i>et al.</i> , (1998)
BACI	Sables et fonds sablo-vaseux	Golf de Saint Vincent Australie	OTB	Epifaune	28% de réduction de l'abondance immédiatement après chalutage et 8% supplémentaires 3 mois après	Années à décennies	Tanner (2003)
BACI	Sables et fonds sablo-vaseux	Golf de Saint Vincent Australie	OTB	Endofaune	Pas de changement significatif observé sur les 3 sites étudiés Décroissance de l'abondance de l'ordre des Tanaidacés sur un seul site dans la zone pêchée	n.c.	Drabsch <i>et al.</i> , (2001)
BACI	Sables et fonds sablo-vaseux	Golf de Hauraki Nouvelle- Zélande	DRB	Endofaune et épifaune	Augmentation du nombre d'échinodermes, des organismes à forte longévité et suspensivores, et de leur diversité dans les zones subissant une pression de pêche faible	n.c.	Trush <i>et al.</i> , (1998)
BACI	Fonds sablo-vaseux	Sud de la mer du Nord	n.c.	Méiofaune	Changement mineur de la structure de la communauté	n.c.	Schratzberger <i>et al.</i> , (2002)
BACI	Sables et graviers	Georges Bank Atlantique Ouest	DRB	Epifaune	Pas d'effet observable sur les communautés épibenthiques	n.c.	Stokesburry & Harris. (2006)
BACI	Cailloutis et galets	Nouvelle Ecosse	TBB	Macrofaune et mégafaune	Réduction de l'espèce dominante <i>Modiolus modiolus</i> Comportement charognard des poissons	n.c.	Kennington <i>et al.</i> , (2006)
Gradient de pêche	Sables	Mer de Béring	OTB	Macrofaune	Réduction de la richesse d'espèces et de la biomasse des différents taxons	n.c.	Brown <i>et al.</i> , (2005)

Gradient de pêche	Sables	Mer de Béring	OTB	Mégafaune	Observations qualitatives Similarité des communautés mégabenthiques dans les zones pêchées et non pêchées	n.c.	Brown <i>et al.</i> , (2005)
Gradient de pêche	Sables	Golfe de Spencer Australie	OTB	Epifaune	Corrélation négative de la biomasse et l'abondance des espèces à l'intensité de pêche Effet sur la composition des communautés benthiques du chalutage conclu par les auteurs	n.c.	Svane <i>et al.</i> , (2009)
Gradient de pêche	Sables	Dogger Bank Mer du Nord	TBB	Endofaune	Pas d'effet significatif sur la biomasse et la production des communautés	n.c.	Queiros <i>et al.</i> , (2006)
Gradient de pêche	Vases	Mer Tyrrhénienne, Méditerranée centrale	OTB	Méga-épibenthos	Réduction de l'abondance des crinoïdes et des ophiurides et augmentation de la présence d'espèces opportunistes dans les zones subissant une intensité de pêche plus importante	n.c.	Mangano <i>et al.</i> , (2013)
Gradient de pêche	Fonds sablo-vaseux	Mer du Nord, Baie allemande	TBB	Endofaune	Sensibilité maintenue aux augmentations d'effort de pêche de l'endofaune présente sur le site, même si elle représente une communauté déjà plus ou moins altérée par la pêche chronique Observation d'une baisse de la productivité, de la biomasse et du nombre d'espèces	n.c.	Reiss <i>et al.</i> , (2009)
Gradient de pêche	Fonds sablo-vaseux	Mer d'Irlande	OTB	Endofaune	Diminution de la biomasse et de la production des zones subissant une intensité de pêche plus élevée	n.c.	Queiros <i>et al.</i> , (2006)
Gradient de pêche	Sables fins et fonds vaseux	Mer d'Irlande	OTB	Endofaune	Réduction de l'abondance de 72 %, de la biomasse de 77 % et de la richesse des espèces de 40 %	n.c.	Hinz <i>et al.</i> , (2009)
Gradient de pêche	Sables fins et fonds vaseux	Mer d'Irlande	OTB	Epifaune	Réduction de l'abondance de 81 % et de la richesse des espèces de 14 %. Domination en biomasse d' <i>Asterias rubens</i>	n.c.	Hinz <i>et al.</i> , (2009)
Gradient de pêche	Sables et cailloutis	Manche-Ouest Côte anglaise	DRB	Epifaune	Présence de moins d'éponges et d' <i>Alcyonium digitatum</i> dans les zones les plus pêchées	n.c.	Hinz <i>et al.</i> , (2011b)
Gradient de pêche	Sables et graviers	Manche-Ouest Côte anglaise	n.c.	Epifaune	Plus forte biomasse et richesse d'espèces sur les sites où seulement les arts dormants étaient présents	Supérieur à 2 ans	Blyth <i>et al.</i> , (2004)
Gradient de pêche	Sables et graviers	Manche anglaise	DRB et OT	Epifaune	Pas de relation négative entre l'intensité de pêche, la richesse et la diversité des espèces	n.c.	Stokesburry <i>et al.</i> , (2016)
Gradient de pêche	Graviers	Georges Bank Atlantique Ouest	DRB et OT	Epifaune	Richesse et abondance plus élevées sur les sites sans pêche Plus forte uniformité sur les sites ayant une pression de pêche importante. Espèces opportunistes accrues sur les sites à haute perturbation de pêche	Plusieurs années	Collie <i>et al.</i> , (1997)

Gradient de pêche	Graviers	Georges Bank Atlantique Ouest	DRB	Epifaune	Epifaune coloniale moins abondante sur les sites perturbés par la pêche	n.c.	Collie <i>et al.</i> , (2000)
Gradient de pêche	Graviers et sables grossiers	Ile de Man Ecosse	DRB	Epifaune	Abondance de petits organismes accrue dans les zones de pêche intense Domination de grandes espèces moins abondantes dans les communautés subissant une pêche moins intensive	n.c.	Kaiser <i>et al.</i> , (2000)
Gradient de pêche	Rochers	Manche-Ouest Côte anglaise	DRB	Epifaune	Présence de moins d'éponges et d' <i>Alcyonium digitatum</i> dans les zones les plus pêchées	n.c.	Hinz <i>et al.</i> , (2011b)
Gradient de pêche	Maerl et sédiments hétérogènes	Firth of Clyde Ecosse	DRB	Bancs de maërl	Perte de 70% de maërl	Supérieur à 10 ans	Hall-Spencer & Moore (2000)

Plusieurs auteurs s'accordent sur le fait que les études réalisées entre 1990 et 2000 manquent de rigueur, même si les informations trouvées ont fait avancer la science (Kaiser, 2019 ; Sciberras *et al.*, 2018). Grâce au développement de la technologie et l'obligation des navires de plus de 12 mètres à s'équiper de VMS (Vessel Monitoring System), il est désormais plus facile d'obtenir une estimation précise de l'effort de pêche en tenant compte des spécificités des différents engins et en suivant le protocole de Eigaard *et al.* (2016) détaillé plus loin.

Les études utilisant les indices basés sur les caractéristiques des espèces sont plus récentes et montrent en général que la proportion d'espèces considérées comme sensibles est plus faible aux endroits subissant une intensité de pêche plus élevée. Selon l'étude de Tilin *et al.* (2006), les espèces plus âgées et celles de grande taille sont moins nombreuses au sud de la mer du Nord. En mer Celtique, l'étude de Hinz *et al.*, (2021) a montré que les communautés benthiques qui subissent une intensité de pêche plus élevée présentent moins d'espèces considérées comme vulnérables.

Un des indices prenant en compte les caractéristiques des espèces est le TDI (Trawling Disturbance Index) développé par de Juan & Demestre (2012). Les valeurs du TDI sont élevées quand la biomasse est dominée par des espèces sensibles et elles sont basses lorsque la biomasse est dominée par des espèces jugées résistantes. La répartition spatiale de valeurs des indices peut alors refléter la perturbation des écosystèmes et leur état (de Juan and Demestre, 2012).

Les résultats des modélisations faites par Jac *et al.* (2020a, 2020b) qui incluent le TDI montrent bien une corrélation entre l'effort de pêche et l'abondance des groupes présentant une sensibilité basse. Le fait que les communautés les moins sensibles se trouvent surtout dans des zones subissant un effort de pêche intense suggère que ces communautés ont atteint un état alternatif où dominent les espèces peu vulnérables au chalutage (de Juan & Demestre, 2012; Dupaix *et al.*, 2021; Hinz *et al.*, 2021; Jac *et al.*, 2020a). Cependant, tous les indices n'ont pas une performance équivalente dans les différentes zones géographiques (Jac *et al.*, 2020b).

L'indice BESITO (Benthos Trawling Sensitivity Index) classe les organismes selon leurs caractéristiques, modélise leur évolution en prenant en compte l'effort de pêche subi et les compare aux communautés modèles n'ayant pas été pêchées. Gonzalez-Irusta *et al.* (2018) ont conclu que les communautés présentant une sensibilité basse (groupe 1, opportunistes) étaient plus abondantes dans les milieux impactés par la pêche et celles appartenant au groupe 2 (résistantes) ne changeaient pas. En revanche, les espèces sensibles appartenant au groupe 3 ont vu leur abondance totale et relative décroître.

Certaines études récentes, utilisant les indices basés sur les caractéristiques des espèces, se focalisent surtout sur l'épifaune, car celle-ci est considérée comme plus sensible aux effets des arts traînants (Jac *et al.*, 2020a,b) et car elle est également plus facile à quantifier et à échantillonner par chalutage scientifique. Toutefois, l'importance de l'endofaune pour le bon fonctionnement écologique des fonds marins (Schratzberger & Ingels, 2018), classiquement capturée par l'utilisation de bennes, justifie également leur pleine utilisation dans les indices (Eigaard communication personnelle).

Un autre indice a été développé par Rijnsdorp *et al.* (2016) : le SeaBed integrity Index (SBI). Cet indice prend en compte la distribution de la biomasse en classes de longévités comparée à l'effort de pêche annuel. Les espèces sont dites résistantes et résilientes si l'effort de pêche est inférieur à leur longévité (Eigaard *et al.*, 2017). Le SBI a été développé pour l'endofaune et les auteurs ont montré en 2010-2012 que plus de 30 % des habitats de sédiments meubles à l'échelle de l'Atlantique Nord-Est et de la Méditerranée n'étaient pas chalutés ou l'étaient à une intensité $<0,1$ /an, ce qui ne compromet pas nécessairement l'intégrité des habitats concernés. A une échelle plus locale en revanche la situation est souvent plus contrastée avec des proportions importantes des habitats qui sont chalutés à des intensités largement supérieures (Eigaard *et al.*, 2017).

Le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM/ICES) a développé quant à lui deux autres indices d'impact (ICES, 2016), pour estimer l'effet des arts traînants sur les fonds marins. Le premier indice appelée PD (Population Dynamic) estime la biomasse affectée relative à la capacité porteuse de l'habitat qui pourrait disparaître si l'intensité de pêche continue pendant une longue durée. Le calcul de cet indice prend en considération le taux d'extirpation/mortalité (voir partie 2.2) du benthos et le relie à la longévité et la récupération des espèces. Le deuxième indice utilisé par le CIEM est appelé le L1 et quantifie la biomasse du benthos affectée par la pêche aux arts traînants tout au long de leur durée de vie et assume que la faune doit vivre un maximum de sa durée de vie sans être en contact avec des engins de pêche. Ces deux indices intègrent des données sur l'endofaune et l'épifaune de petite taille échantillonnées avec des bennes et des carottiers, mais sont maintenant étendus à des données d'épifaune qui sont parfois plus aisément disponibles.

Les indices présentés ne nous informent pas sur les relations trophiques, les interactions entre espèces, le comportement larvaire et la connectivité qui sont des caractéristiques importantes pour évaluer la sensibilité d'un habitat, en particulier sa résilience. Un compromis est possible cependant, en utilisant la distribution et la composition des assemblages benthiques, connues et dépendantes des conditions environnementales telles que les courants, la profondeur, la granulométrie (Gray & Elliott, 2009) ou la pression de pêche (Eigaard *et al.*, 2017). Par conséquent, l'évaluation de l'impact des arts traînants sur les communautés benthiques et leur résilience devrait être effectuée habitat par habitat en considérant l'intensité de pêche subit par chaque habitat (Jac *et al.*, 2020b).

Plusieurs études concluent que les perturbations physiques ont un rôle plus important que l'effort de pêche dans la distribution des communautés benthiques. Toutefois, cette conclusion est à prendre avec quelques réserves car les communautés étudiées peuvent être dans un état d'équilibre après un effort de pêche subi depuis des décennies (de Juan *et al.*, 2020, p. 202). A l'inverse, des bases de données historiques comparées à des bases de données modernes montrent un changement dans les communautés benthiques en Manche-Ouest (Capasso *et al.*, 2010). Il s'avère ainsi difficile de distinguer les effets des conditions abiotiques de ceux de l'effort de pêche sur la distribution des communautés benthiques (Hinz *et al.*, 2011).

Pour éviter et réduire les impacts, il faut donc prendre en compte les éléments influençant la sensibilité des écosystèmes benthiques : types de communauté,

caractéristiques, facteurs environnementaux, perturbations, possibilités de croissance (Foveau *et al.*, 2017). Le PDS (Process-Driven benthic habitat Sensitivity) est un outil développé par Kostylev & Hannah (2007) qui prend en compte les perturbations naturelles et la possibilité de croissance pour estimer la sensibilité des communautés benthiques à certaines pressions anthropiques. En résumé, si les communautés benthiques sont habituées à des perturbations et ont une forte possibilité de croissance, leur sensibilité sera moins importante lors des perturbations anthropiques telles que la pêche. Utiliser les indices basés sur les processus écologiques qui structurent les communautés peut être une approche intéressante en l'absence de connaissances sur la composition des communautés avant que n'adviennent les pressions anthropiques.

Comme déjà mentionné, les impacts des arts traînants dépendent beaucoup de facteurs biotiques et abiotiques (Kaiser, 2019). Pour la suite du document, nous allons chercher à caractériser ces facteurs pour la Manche-Est et le golfe normand-breton.

3. Description des écosystèmes marins en Manche-Est et dans le golfe normand-breton

La Manche était un système fluvial il y a 12 000 ans (Gibbard, 2007) subissant plusieurs épisodes d'immersion et de dessiccation dus aux changements du niveau de la mer tout au long de la période du Quaternaire (Gibbard & Lautridou, 2003). Il y a 9000 ans, le détroit du Pas-de-Calais était totalement ouvert (Gupta *et al.*, 2017 ; Scourse & Austin, 1995), ce qui a permis une connexion continue de la Manche et de la mer du Nord. Cela suggère que les communautés faunistiques et floristiques de la Manche sont plutôt récentes dans une échelle géologique.

De nos jours, la Manche-Est est une mer épicontinentale délimitée au Nord par l'Angleterre et au Sud par la France. Elle a une étendue de 7600 km² avec une profondeur maximale de 174 m et une profondeur moyenne de 50 m. Elle représente une zone d'échanges/tensions entre la mer du Nord et l'océan Atlantique et est considérée comme une mer mégatidale très influencée par les marées (Dauvin, 2019 ; Reynaud *et al.*, 2003) et dont le régime hydrodynamique structure fortement ses écosystèmes (Dauvin & Lozachmeur, 2006). Les caractéristiques de la Manche créent des environnements différents entre le bassin Ouest et le bassin Est qui représentent respectivement les zones CIEM VIIe et VIId. Le bassin Est est influencé par la Seine et a une proportion de sédiments terrigènes plus importante ainsi qu'une amplitude thermique de 10°C (Dauvin, 2019) tandis que le bassin Ouest est influencé par l'océan Atlantique et a une amplitude thermique inférieure à 6°C ainsi qu'une salinité plus élevée. De plus, le bassin Ouest et le large du bassin Est ont une salinité supérieure à 35‰. Les différentes caractéristiques physiques des deux bassins créent des régimes sédimentaires différents qui ont été catégorisés par Larssonneur *et al.* (1982) (Figure 6).

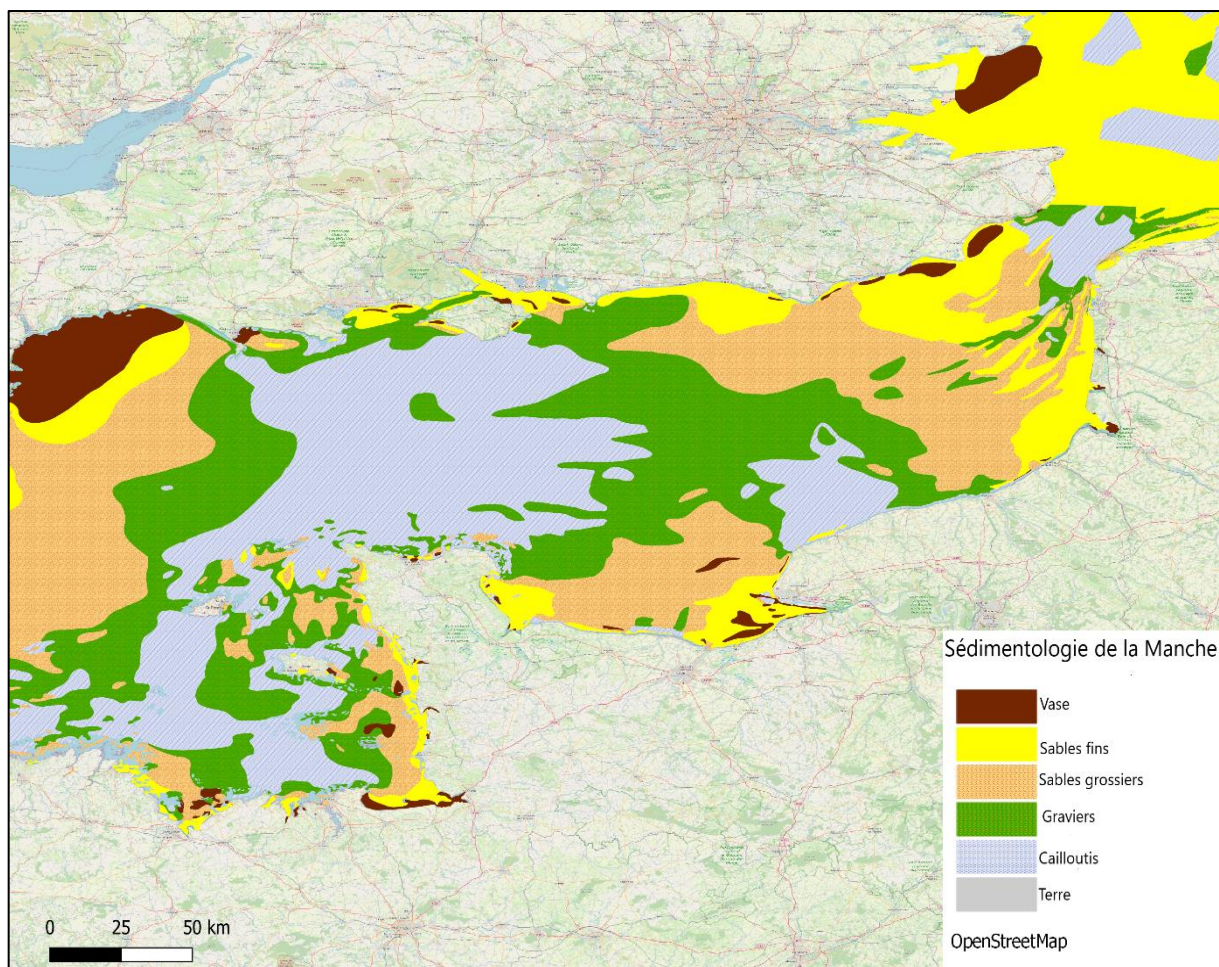
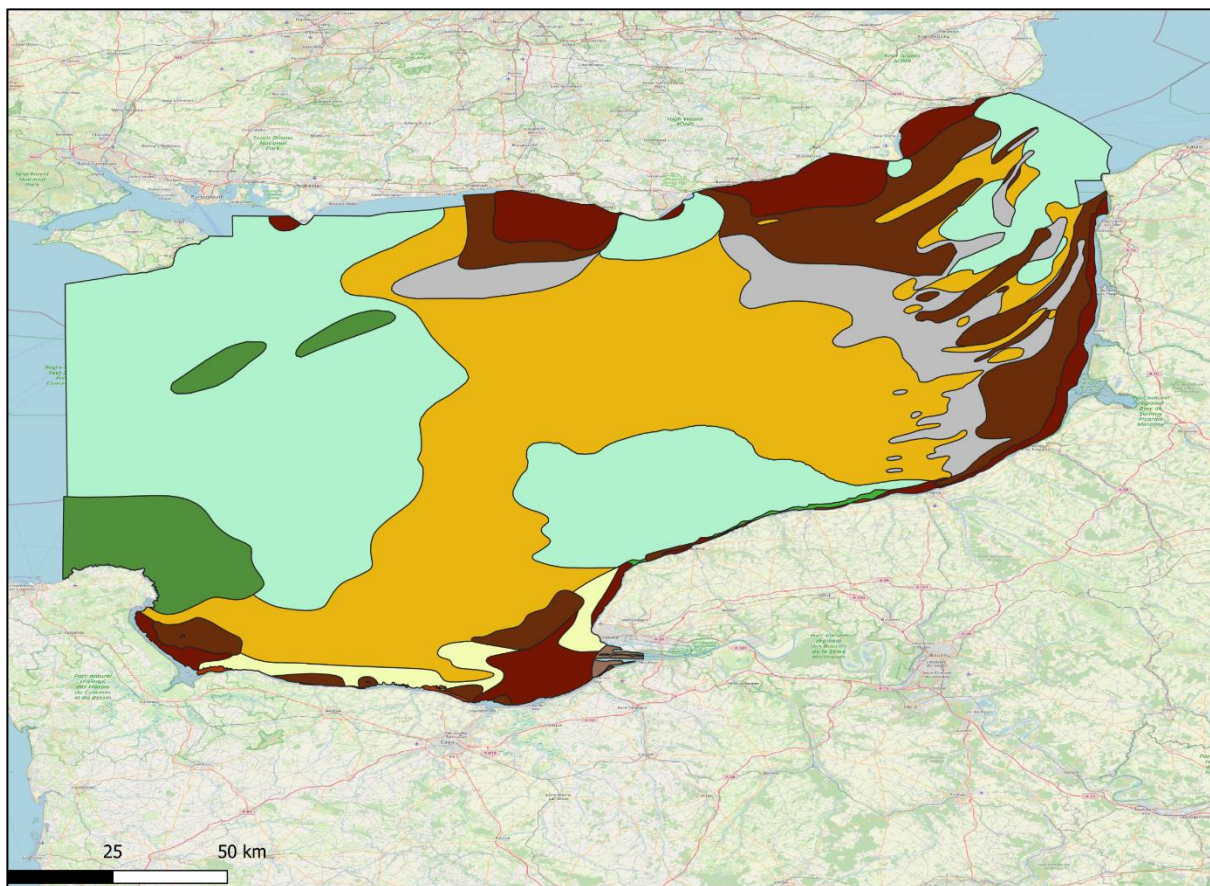


Figure 6 : Typologie des sédiments présents en Manche d'après Larssonneur (1979) et Larssonneur et al. (1982). Données digitalisées par Carpentier et al., 2009.

La Manche est un bassin exposé à plusieurs pressions anthropiques et subit une pression de pêche importante depuis plus de 100 ans (Dauvin, 2019 ; Dauvin & Lozachmeur, 2006). Ces pressions ont pu déjà façonner les communautés présentes en Manche (Pauly, 1995).

Un inventaire des assemblages faunistiques en Manche Orientale a été réalisé en 1968 et en 1977 par Cabioch *et al.* Ils ont identifié 7 assemblages différents dont 5 correspondent à des habitats sédimentaires bien identifiés (Figure 7 et Tableau 4). Des efforts ont été accomplis pour refaire ce type d'études, en utilisant de nouveaux échantillons ; entre autres, la thèse d'Aurélié Foveau (2009) qui a caractérisé les assemblages présents en Manche orientale et a identifié 18 assemblages (Tableau 5) dont 6 ont pu être mis en lien avec des caractéristiques environnementales.

Les habitats benthiques de la Manche côté Anglais ont été catégorisés par Bolam *et al.* (2008) et des habitats différents ont été identifiés. Bolam *et al.* ont attribué la distribution de ces différents assemblages à des facteurs physiques, tels que la profondeur, les courants de marées et les vagues car ils forcent la distribution des sédiments dans les fonds marins.



Assemblages benthiques

- Cailloutis et galets circalittoraux à épibiose sessile
- Hétérogène envasé infralittoral à [*Pista cristata*]
- Peuplement des cailloutis et graviers circalittoraux à épibiose sessile - Faciès subcôtier
- Peuplement des cailloutis plus ou moins graveleux sous fort hydrodynamisme - Faciès d'appauvrissement
- Peuplement des graviers plus ou moins ensablés
- Roche et autres substrats durs infralittoraux ou circalittoraux
- Sable envasé infralittoral à [*Spisula subtruncata*] et [*Nephtys hombergii*]
- Sable fin mobile circalittoral à [*Echinocyamus pusillus*], [*Ophelia borealis*] et [*Abra prismatica*]
- Sable mobile infralittoral en milieu euryhalin à [*Nephtys cirrosa*] et [*Macoma Balthica*]
- Sédiment grossier sablo-graveleux à [*Clausinella fasciata*] et [*Branchiostoma lanceolatum*]

OpenStreetMap

Figure 7 : Assemblages benthiques en Manche-Est d'après Cabioch et al., (1968) et Cabioch (1977). Données digitalisées par Rebert, 2007.

Tableau 4 : Espèces descriptives des assemblages benthiques en Manche Orientale identifiés par Foveau (2009 ; p.100) et issus des échantillons collectés par Cabioch (1977) pour les années 1971-1976.

Assemblage	Espèces caractéristiques	Espèces principales	Type sédimentaire / Profondeur moyenne
I	<i>Anapagurus hyndmanni</i> <i>Galathea intermedia</i> <i>Pilumnus hirtellus</i> <i>Buccinum undatum</i> <i>Calliostoma zizyphinum</i> <i>Gibbula tumida</i> <i>Ocenebra erinacea</i> <i>Lepidonotus squamatus</i>	<i>Ophiotrix fragilis</i> <i>Psammechinus miliaris</i> <i>Pisidia longicorn</i>	Sédiments grossiers / 33.4 m
II		<i>Nucula nitidosa</i> <i>Asterias rubens</i> <i>Pisidia longicornis</i>	Sable graveleux / 24.8 m
III	<i>Eumida sanguinea</i> <i>Gattyana cirrhosa</i> <i>Nephtys hombergii</i> <i>Pectinaria (Lagis) koreni</i> <i>Mya truncata</i> <i>Phaxas pellucidus</i> <i>Ophiura ophiura</i>	<i>Owenia fusiformis</i> <i>Pectinaria (Lagis) koreni</i> <i>Abra alba</i>	Sables (+/- graveleux) / 10.2 m
IV	<i>Bathyporeia elegans</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i>	<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Gastrosaccus spinifer</i>	Sables dunaires / 13.9 m
V	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	<i>Ophiura albida</i> <i>Echinocyamus pusillus</i> <i>Branchiostoma lanceolatum</i>	Graviers ensablés / 24.9 m
VI		<i>Spatangus purpureus</i> <i>Glycera gigantea</i> <i>Ampelisca spinipes</i>	
VII		<i>Ampelisca brevicornis</i> <i>Ampelisca tenuicornis</i> <i>Nucula nitidosa</i>	

Tableau 5 : Assemblages benthiques en Manche Orientale identifiés par Foveau (2009 ; p.109, tableau 10).

Assemblage	Espèces caractéristiques	Espèces principales	Type sédimentaire / Profondeur moyenne	
I	<i>Anchialina agilis</i> <i>Eulalus pusiolus</i> <i>Gnathia varax</i> <i>Siriella jaltensis</i> <i>Arabella (Arabella) iricolor</i> <i>Asclerocheilus intermedius</i> <i>Dipolydora giardi</i> <i>Glycera capitata</i> <i>Glycera gigantea</i> <i>Harmothoe impar</i> <i>Laonice cirrata</i> <i>Lumbrineris gracilis</i>	<i>Nereis pelágica</i> <i>Orbinia (Orbinia) sertulata</i> <i>Peteloproctus terricolus</i> <i>Pista elongata</i> <i>Sabella pavonina</i> <i>Thelepus cincinnatus</i> <i>Dosinia exoleta</i> <i>Gari depressa</i> <i>Goodallia triangularis</i> <i>Jujubinus montagui</i> <i>Leptochiton scabridus</i> <i>Limatula subauriculata</i>	<i>Galathea intermedia</i> <i>Pisidia longicornis</i> <i>Ampharete baltica</i>	Graviers ensablés / 41.0 m
II	<i>Galathea squamifera</i> <i>Calliostoma granulatum</i>	<i>Corophium sextonae</i> <i>Pisidia longicornis</i> <i>Ophiotrix fragilis</i>	Cailloutis / 29.1 m	
IV	<i>Lumbrineriopsis paradoxa</i>	<i>Echinocyamus pusillus</i> <i>Ophiotrix fragilis</i> <i>Notomastus latericeus</i>	Sables graveleux à graviers ensablés / 36.4 m	

V	<i>Sthenelais limicola</i>	<i>Spiophanes bombyx</i> <i>Magelona filiformis</i> <i>Eumida</i>	
VII		<i>Nephtys cirrosa</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Ophelia borealis</i>	Sables / 16.7 m
VIII	<i>Macrochaeta helgolandica</i> <i>Schistomeringos caeca</i> <i>Trypanosyllis (Trypanosyllis) coelica</i> <i>Ampelisca pectenata</i>	<i>Hesionura elongata</i> <i>Pisione remota</i> <i>Glycera lapidum</i>	
X	<i>Magelona mirabilis</i> <i>Phyllodoce (Anaitides) lineata</i> <i>Nucula sulcata</i>	<i>Spiophanes bombyx</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Notomastus latericeus</i>	Sables graveleux / 27.7 m
XII	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	<i>Polygordius lacteus</i> <i>Pisione remota</i> <i>Branchiostoma lanceolatum</i>	
XIV		<i>Ophelia borealis</i> <i>Glycera lapidum</i> <i>Nephtys cirrosa</i>	Sables légèrement graveleux / 20.8 m
XV	<i>Clymenura clypeata</i> <i>Eteone foliosa</i> <i>Gnathia maxillaris</i>	<i>Echinocyamus pusillus</i> <i>Ophiolithrix fragilis</i> <i>Ophiura albida</i>	
XVI	<i>Archidoris pseudoargus</i> <i>Doto fragilis</i> <i>Gastrochaena dubia</i> <i>Onchidoris bilamellata</i> <i>Gammaropsis lobata</i>	<i>Lysianassa ceratina</i> <i>Macropodia linaresi</i> <i>Tryphosella sarsi</i> <i>Phyllodoce (Anaitides) mucosa</i>	<i>Echinocyamus pusillus</i> <i>Ophiura albida</i> <i>Pisidia longicornis</i>
XVII		<i>Ophelia borealis</i> <i>Ophiura albida</i> <i>Echinocyamus pusillus</i>	
XX		<i>Soocarnes erythroptalmus</i> <i>Polygordius lacteus</i> <i>Glycera lapidum</i>	
XXI	<i>Jassa falcata</i> <i>Pandalus montagui</i>	<i>Ophiolithrix fragilis</i> <i>Pisidia longicornis</i> <i>Caprellidae</i>	
XXII		<i>Urothoe brevicornis</i> <i>Nephtys cirrosa</i> <i>Glycera lapidum</i>	
XXIV	<i>Bodotria arenosa</i> <i>Caprella linearis</i> <i>Urothoe poseidonis</i> <i>Trivina arctica</i>	<i>Corophium sextonae</i> <i>Caprella linearis</i> <i>Ophiura albida</i>	
XXV	<i>Ampelisca diadema</i> <i>Demonax branchyona</i> <i>Epitonium clathrus</i>	<i>Ophiura albida</i> <i>Paraonis fulgens</i> <i>Nassarius reticulatus</i>	
XXVI	<i>Proceraea aurantiaca</i> <i>Syllis prolifera</i>	<i>Psammechinus miliaris</i> <i>Ophiura albida</i> <i>Pisidia longicornis</i>	

Dans le bassin occidental de la Manche, plusieurs études ont été faites pour décrire les assemblages dans les différentes zones géographiques. Thouzeau et Hamond (1992) ont décrit les assemblages dans la baie de St-Brieuc. Pour le golfe normand-breton, Retière (1979) a

cartographié les différents assemblages. Finalement, ceux du Nord-Ouest de la péninsule du Cotentin ont été décrits récemment (Andres *et al.*, 2020 ; Baux *et al.*, 2017). Ces résultats ont été mis en format cartographique dans le cadre du projet REseaux BENThiques (REBENT) (Figure 8). Certains de ces assemblages ont été associés à des types sédimentaires spécifiques (Andres *et al.*, 2020 ; Baux *et al.*, 2017 ; Belsher *et al.*, 1976).

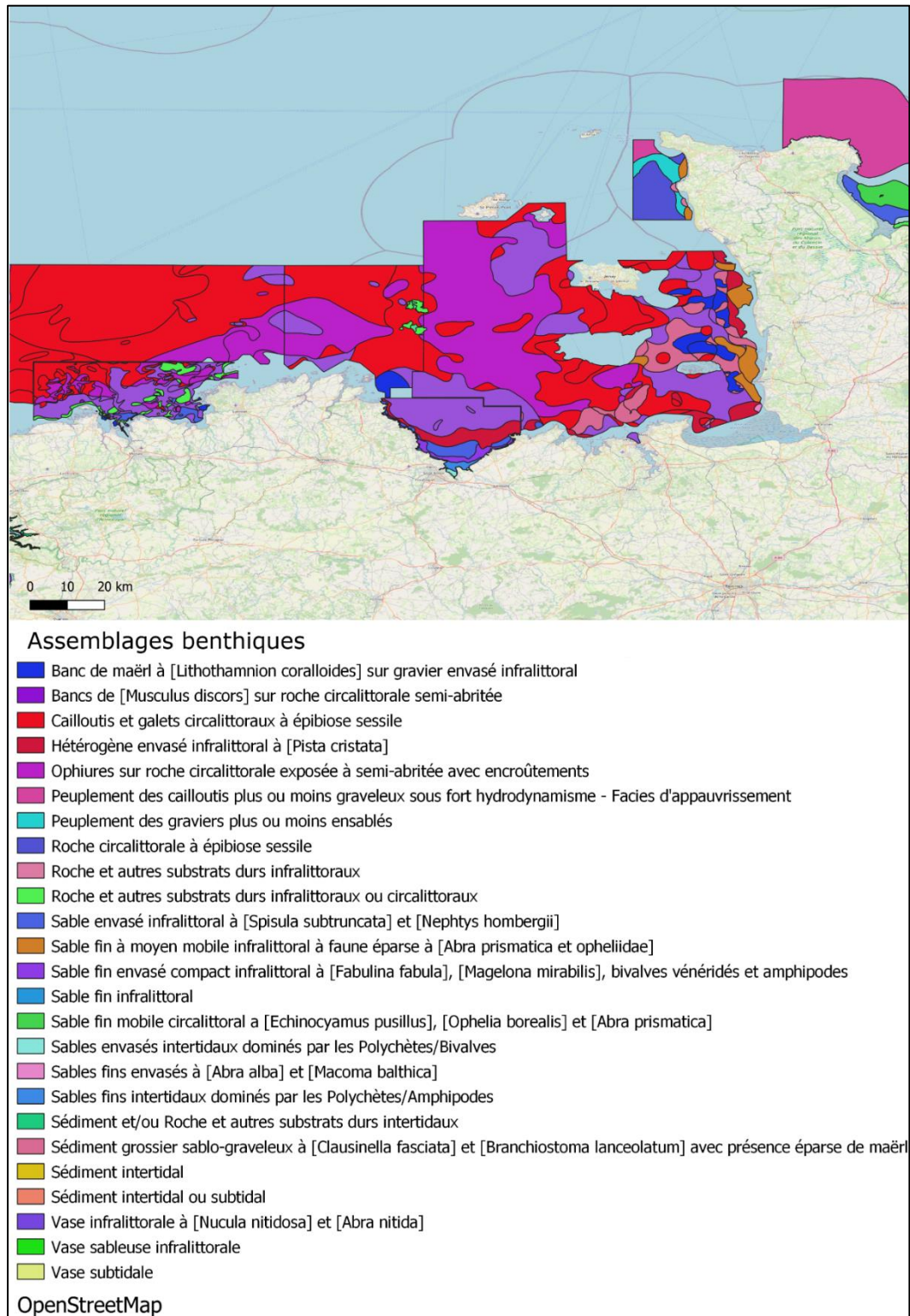


Figure 8 : Assemblages benthiques du golfe normand-breton d'après Belsher (1976) et Retière (1979). Données digitalisées issues d'IFREMER (2006, 2012, 2013).

3.1. Habitats EUNIS 4

L'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) a mis en place une classification hiérarchique pour les habitats naturels, incluant les habitats marins. Pour ce rapport, nous utiliserons le niveau EUNIS 4 qui prend en considération les attributs physiologiques et physiques, ainsi que quelques critères floristiques (Davies *et al.*, 2004). L'AEE et EMODnet (European Marine Observation and Data Network) ont créé des modèles pour prédire les habitats présents en Manche (Figure 9 à 11). Pour faciliter l'interprétation des figures, les codes EUNIS et les noms des habitats sont retranscrits dans le Tableau 6. Ces modèles ont un degré de confiance modéré pour la Manche (Populus *et al.*, 2017). Les quatre principaux habitats EUNIS recouvrant le plus de surface en Manche sont le sédiment grossier circalittoral côtier ([A5.14](#)) et au large ([A5.15](#)), le sable fin ou envasé circalittoral côtier ([A5.25 / A5.26](#)) et au large ([A5.27](#)) (ICES, 2021).

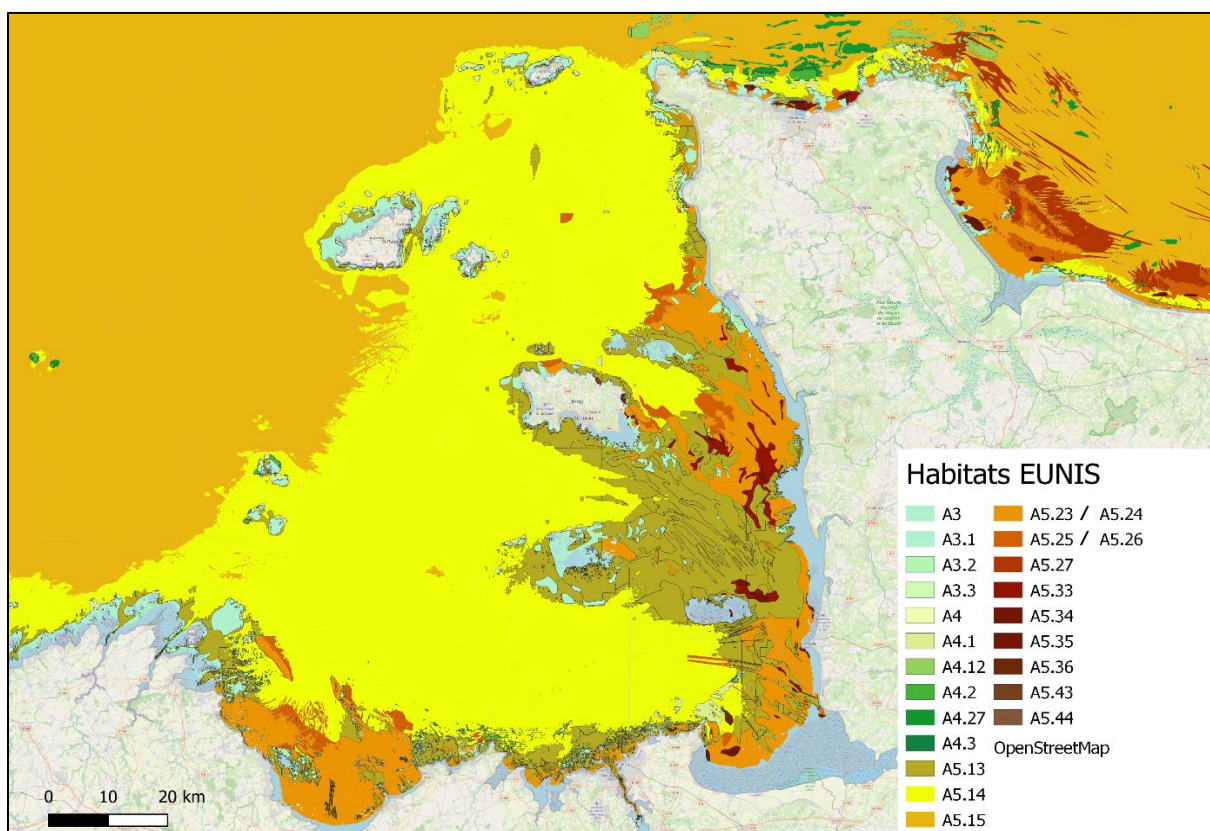


Figure 9 : Habitats EUNIS dans la péninsule du Cotentin et le golfe normand-breton (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.

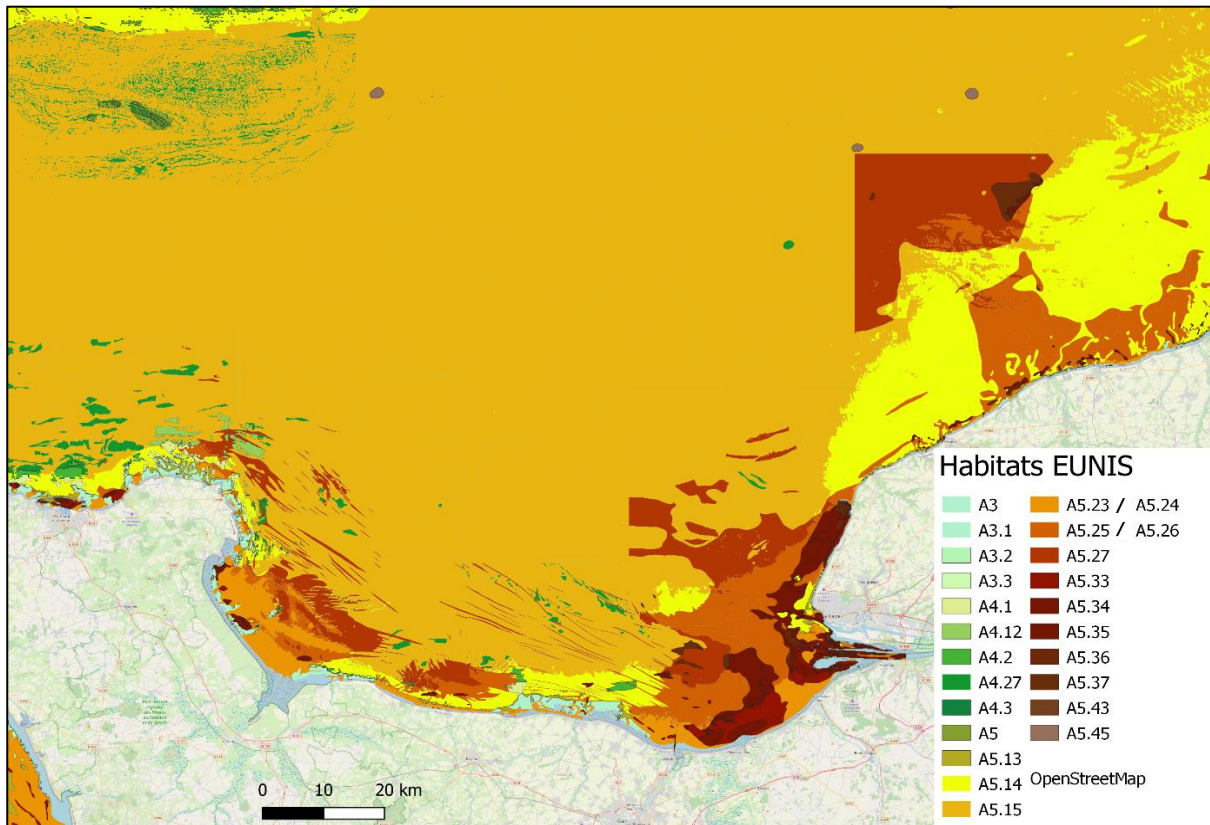


Figure 10 : Habitats EUNIS en baie de Seine (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.

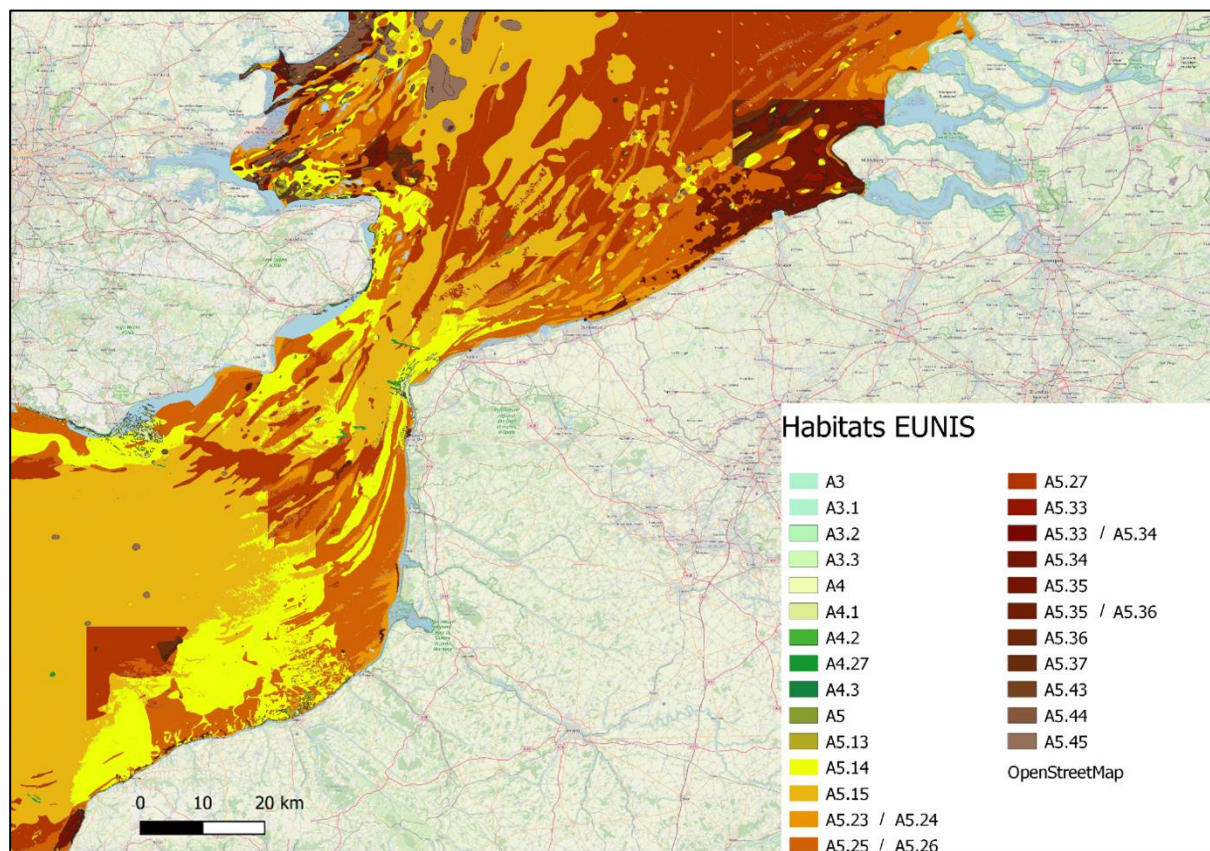


Figure 11 : Habitats EUNIS en Manche-Est (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.

Tableau 6 : Codes des habitats EUNIS et leur nom associé.

Code EUNIS	Nom de l'habitat
A3	Roche et autres substrats durs infralittoraux
A3.1	Roche infralittorale de l'Atlantique et de la Méditerranée sous fort hydrodynamisme
A3.11	Laminaires avec tapis faunistique et/ou algues rouges foliacées
A3.122	<i>Saccharina latissima</i> et/ou <i>Saccorhiza polyschides</i> sur roche exposée infralittorale
A3.2	Roche infralittorale de l'Atlantique et de la Méditerranée sous hydrodynamisme modéré
A3.21	Laminaires et algues rouges sur roche infralittorale sous hydrodynamisme modéré
A3.221	<i>Laminaria digitata</i> , ascidies et bryozoaires sur roche de la frange infralittorale inférieure soumise aux courants de marée
A3.223	Laminaires mixtes et algues rouges sur blocs, galets et graviers infralittoraux soumis à de très forts courants de marée
A3.3	Roche infralittorale de l'Atlantique et de la Méditerranée sous faible hydrodynamisme
A3.3123	<i>Saccharina latissima</i> , <i>Chorda filum</i> et algues rouges denses sur des blocs et des galets infralittoraux instables et peu profonds
A3.3131	<i>Saccharina latissima</i> et <i>Laminaria digitata</i> sur roche abritée de la frange infralittorale inférieure
A3.315	<i>Sargassum muticum</i> sur substrat hétérogène infralittoral peu profond soumis à de faibles courants de marée
A3.35	Biocénoses animales sur roche infralittorale sous faible hydrodynamisme
A3.71	Faune recouvrante et encroûtante robuste dans des ravins creusés par les vagues ainsi que dans des grottes
A3.712	Anémones, dont <i>Corynactis viridis</i> , éponges encroûtantes et ascidies coloniales sur paroi rocheuse verticale infralittorale très exposée ou battue par les vagues
A4	Roche et autres substrats durs ciralittoraux
A4.1	Roche ciralittorale de l'Atlantique et de la Méditerranée sous fort hydrodynamisme
A4.11	Biocénoses animales sur roche ciralittorale fortement soumise aux courants de marée
A4.12	Biocénoses à éponges sur roche du ciralittoral profond
A4.13	Tapis de biocénoses animales mixtes sur roche ciralittorale
A4.1311_	<i>Eunicella verrucosa</i> et <i>Pentapora fascialis</i> sur roche ciralittorale exposée aux vagues
A4.21	Biocénoses à échinodermes et espèces encroûtantes sur roche ciralittorale
A4.2	Roche ciralittorale de l'Atlantique et de la Méditerranée sous hydrodynamisme modéré
A4.2144	Ophiures sur faune et flore encroûtantes de la roche ciralittorale exposée à modérément exposée aux vagues
A4.242	Moulières à <i>Musculus discors</i> sur roche ciralittorale modérément exposée
A4.27	Biocénoses faunistiques sur roche du ciralittoral profond sous hydrodynamisme modéré
A4.3	Roche ciralittorale de l'Atlantique et de la Méditerranée sous faible hydrodynamisme
A5	Sédiment subtidal
A5.1	Sédiment grossier subtidal
A5.12	Sédiment grossier en milieu à salinité variable (estuaires)
A5.13	Sédiment grossier infralittoral
A5.131	Faune clairsemée sur galets et cailloutis mobiles subtidaux
A5.14	Sédiment grossier ciralittoral
A5.141	<i>Spirobranchus triqueter</i> (anciennement <i>Pomatoceros triqueter</i>), balanes et bryozoaires encroûtants sur galets et cailloutis instables ciralittoraux
A5.142	<i>Mediomastus fragilis</i> , <i>Lumbrineris</i> spp. et bivalves vénérédés dans du sable grossier ou du gravier ciralittoral
A5.145	<i>Branchiostoma lanceolatum</i> dans du sédiment grossier sablo-graveleux ciralittoral
A5.15	Sédiment grossier ciralittoral profond
A5.2	Sable subtidal
A5.22_FR01	Sable subtidal soumis à des variations de salinité (estuaires)
A5.222	<i>Nephtys cirrosa</i> et <i>Macoma balthica</i> dans du sable mobile infralittoral en milieu à salinité variable
A5.23	Sable fin infralittoral

A5.231	Sable propre mobile infralittoral à faune clairsemée
A5.24	Sable vaseux infralittoral
A5.242	<i>Tellina fabula</i> , <i>Magelona mirabilis</i> , bivalves vénéréidés et amphipodes dans du sable fin envasé compact infralittoral
A5.244	<i>Spisula subtruncata</i> et <i>Nephtys hombergii</i> dans du sable envasé peu profond
A5.25	Sable fin circalittoral
A5.251	<i>Echinocyamus pusillus</i> , <i>Ophelia borealis</i> et <i>Abra prismatica</i> dans du sable fin circalittoral
A5.252	<i>Abra prismatica</i> , <i>Bathyporeia elegans</i> et polychètes dans du sable fin circalittoral
A5.26	Sable envasé circalittoral
A5.27	Sable circalittoral profond
A5.3	Vase subtidale
A5.33	Vase sableuse infralittorale
A5.335	<i>Ampelisca</i> spp., <i>Photis longicaudata</i> , et autres amphipodes et polychètes tubicoles dans de la vase sableuse infralittorale
A5.34	Vase fine infralittorale
A5.35	Vase sableuse circalittorale
A5.36	Vase fine circalittorale
A5.37	Vase circalittorale profonde
A5.4	Sédiments hétérogènes subtidaux.
A5.43	Sédiments hétérogènes infralittoraux
A5.431	<i>Crepidula fornicata</i> , ascidies et anémones sur sédiment grossier hétérogène infralittoral
A5.44	Sédiments hétérogènes circalittoraux
A5.445	Bancs d'ophiures <i>Ophiothrix fragilis</i> et/ou <i>Ophiocomina nigra</i> sur sédiment hétérogène subtidal
A5.45	Sédiments hétérogènes du circalittoral du large
A5.51	Bancs de maërl
A5.511	Bancs de maërl à <i>Phymatolithon calcareum</i> dans du gravier ou du sable grossier propre infralittoral
A5.513	Bancs de maërl à <i>Lithothamnion corallioides</i> sur gravier vaseux infralittoral
A5.533	Herbiers de <i>Zostera</i> dans des sédiments infralittoraux en milieu marin
A5.5331	Herbiers de <i>Zostera marina</i> / <i>Z. marina</i> var. <i>angustifolia</i> sur sable propre ou vaseux de la partie inférieure des rivages ou de l'infralittoral
A5.5333	Association à <i>Zostera marina</i> en milieu euryhalin et eurytherme
A5.625	Moulières à <i>Mytilus edulis</i> sur sédiment subtidal

L'étude EMODnet a aussi permis de recueillir des données cartographiques issues des différentes campagnes en mer et de créer une carte des différents habitats pour la Manche (Figure 12 et 13). Ces cartes adaptent les classifications faites dans le passé à celles d'EUNIS. Les campagnes utilisées pour la création de ces cartes datent de 1968 et d'autres plus récentes en 2017.

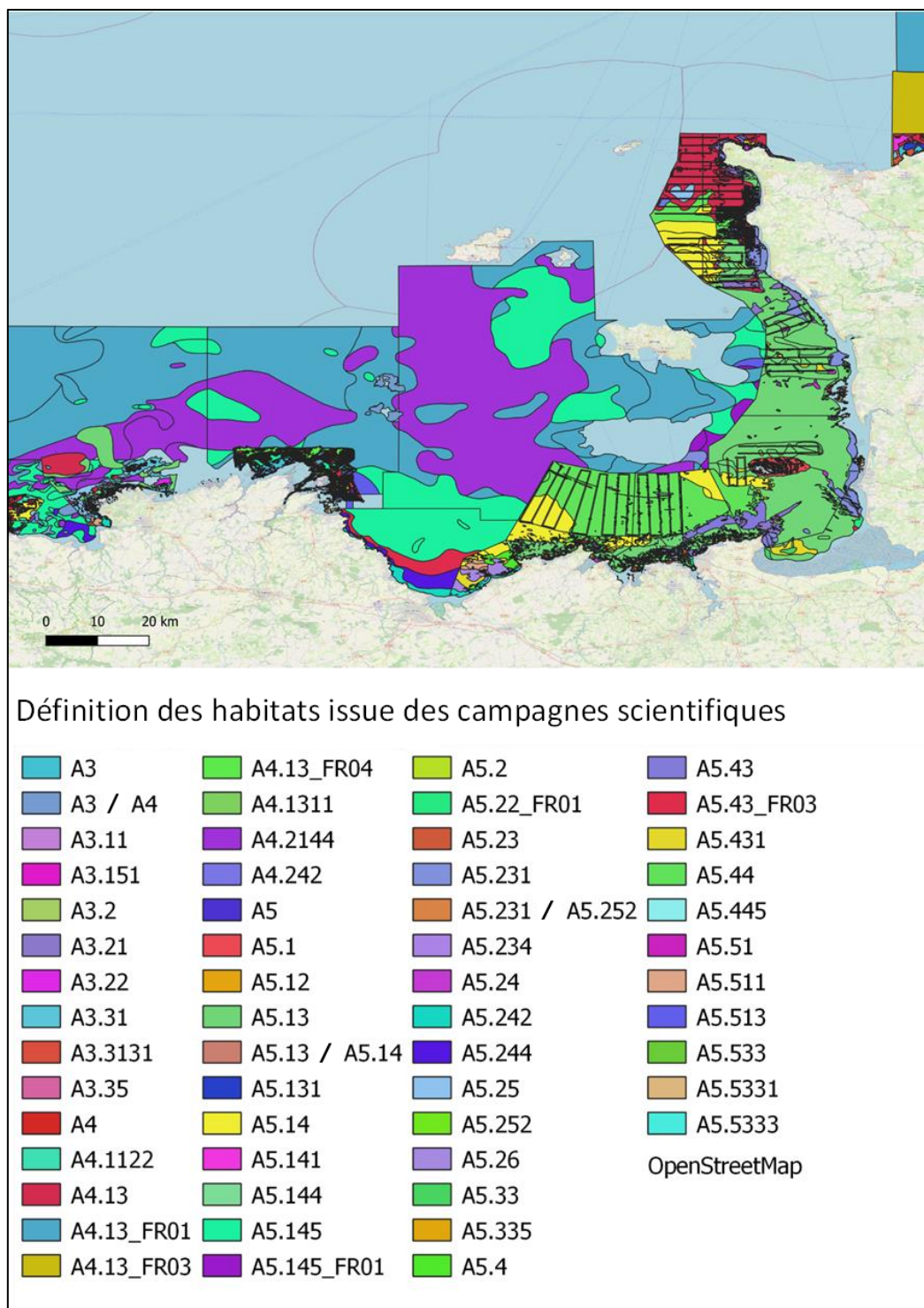


Figure 12 : Habitats EUNIS issus des différentes campagnes scientifiques en Manche-Ouest et dans le golfe normand-breton (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.

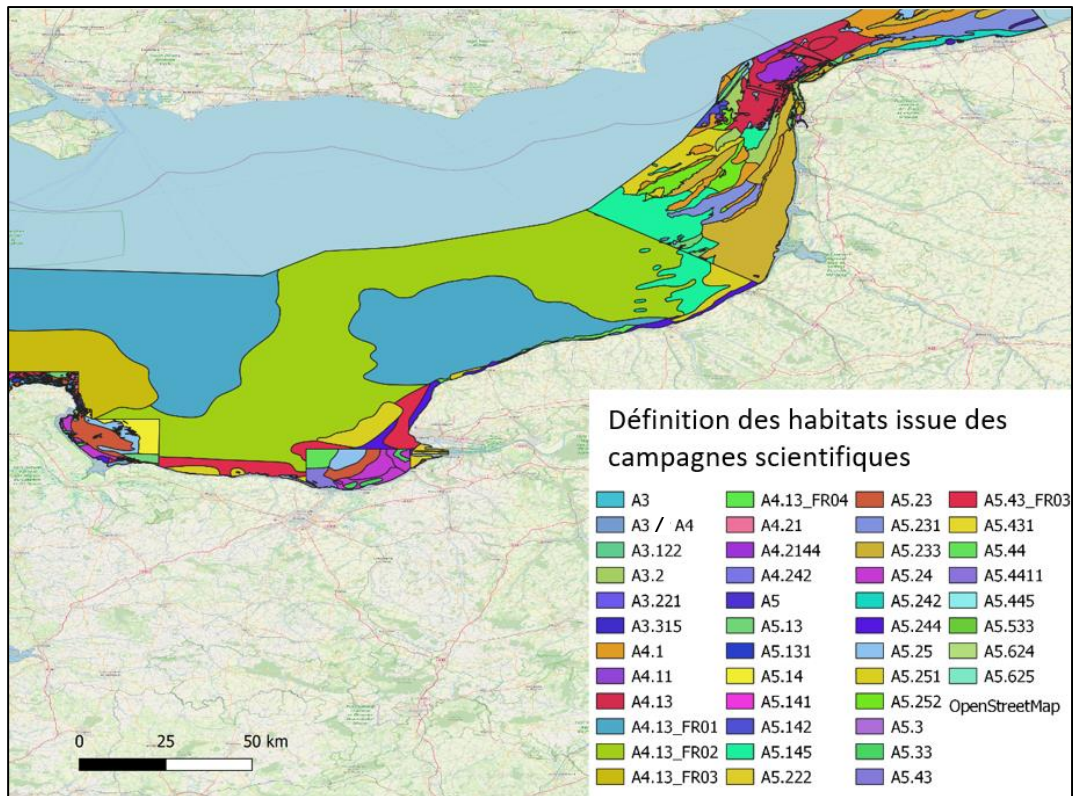


Figure 13 : Habitats EUNIS issus des différentes campagnes scientifiques en Manche-Est (EUSeaMap 2019 (EMODnet 2019)). Se référer au Tableau 5 pour la définition des habitats EUNIS concernés.

3.2. Habitats fonctionnels

Les habitats fonctionnels halieutiques sont des espaces et substrats utilisés pour la reproduction, la ponte, la croissance jusqu'à la maturité, l'alimentation et les migrations majeures tout au long de la vie des espèces. Ils représentent un intérêt économique majeur (Magnuson-Stevens Fishery Act, 2007). Les estuaires sont généralement considérés comme des zones fonctionnelles halieutiques (Seitz *et al.*, 2014), 77% des débarquements des espèces gérées par le CIEM dépendent des habitats côtiers et estuariens pour tout ou partie de leur cycle de vie. Une cartographie des zones fonctionnelles d'importance halieutique de différentes espèces d'intérêt économique présentes en Manche-Est est disponible dans Regimbart *et al.*, 2017. L'IFREMER a également cartographié la sensibilité des frayères et nourriceries à l'extraction de granulats (Talidec *et al.* 2013). Ces cartes peuvent être utilisées pour souligner l'importance des estuaires et des côtes (Figure 14) et illustrer leur vulnérabilité à la pêche.

De telles informations ne sont pas disponibles pour la Manche-Ouest et la péninsule du Cotentin. En revanche, les côtes occidentales du Cotentin possèdent des habitats de maërl. Le maërl est un habitat reconnu comme fonctionnel de par l'abondante biodiversité qu'il présente et pour les espèces commerciales qu'il contient (Steller *et al.*, 2003).

D'une façon plus générale, l'intégrité des fonds marins est essentielle pour les poissons. La production macrobenthique peut être un facteur limitant le développement de juvéniles, ce qui a été déjà observé en 2009 pour la baie de Seine (Saulnier *et al.*, 2020). De même, il a été montré dans le golfe de Gascogne que la production de proies macrobenthiques influence la densité des poissons juvéniles (Day *et al.*, 2020). Une relation entre la distribution spatiale des juvéniles et la quantité de proies a été mise en évidence en baie de la Vilaine par Tableau *et al.* (2016).

L'intégrité des fonds marins est aussi importante pour assurer d'autres services écosystémiques tels que des services socio-culturels, de régulation et de soutien (Galparsoro *et al.*, 2014). Ces services sont assurés par des processus tels que la bioturbation (Gogina *et al.*, 2020) et le couplage benthopélagique (Griffiths *et al.*, 2017) qui sont altérés par les pressions anthropiques telles que la pêche (Gogina *et al.*, 2020 ; Griffiths *et al.*, 2017 ; Hinz *et al.*, 2021).

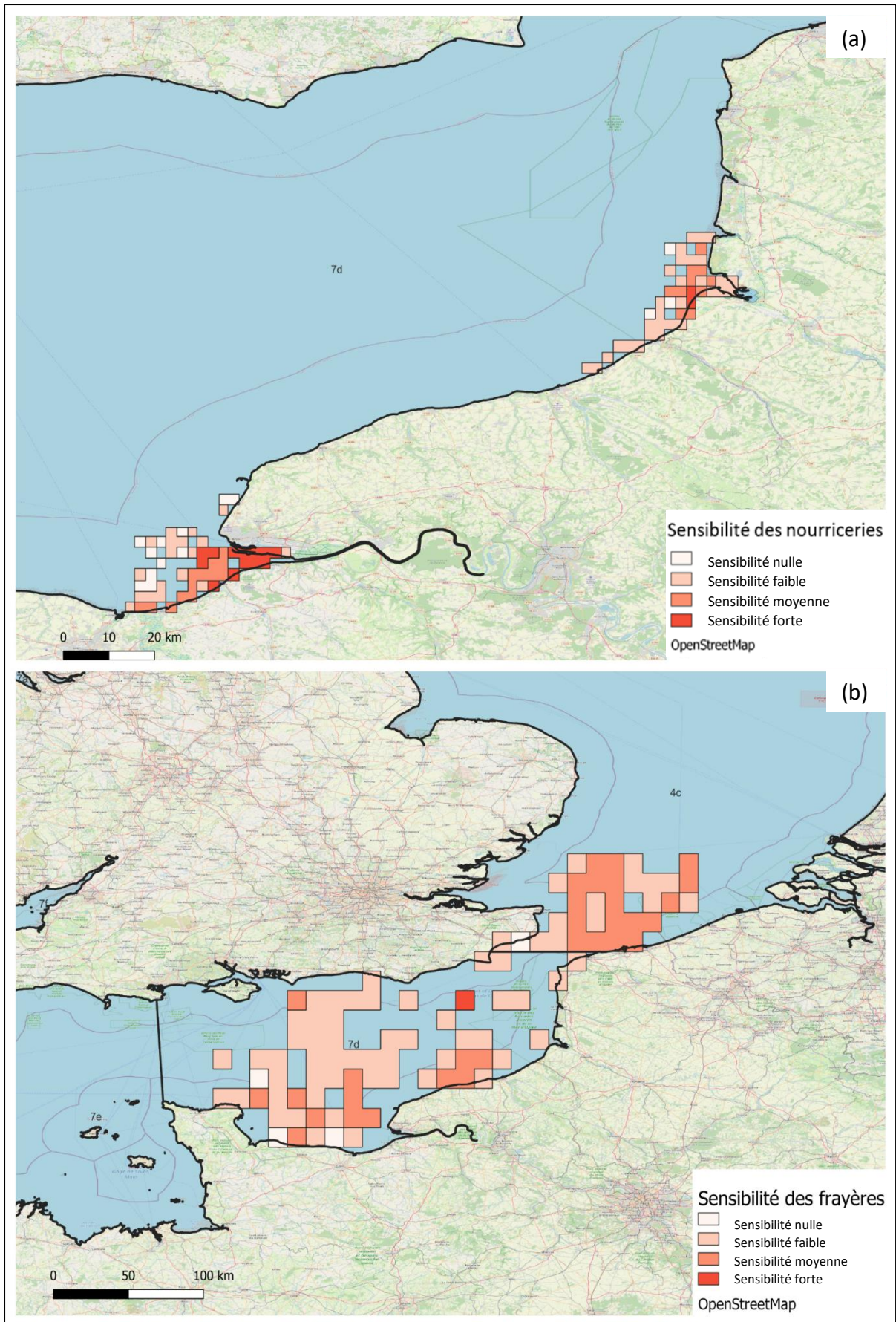


Figure 14 : Sensibilité des nurseries (a) et des frayères (b) en Manche-Est, indice calculé en tenant en compte de l'abondance de juvéniles pour les nurseries et des œufs pour les frayères (Talidec et al., 2013).

3.3. Communautés biologiques

Les communautés biologiques présentes en Manche ont été décrites dans la partie *Habitats*. La répartition de ces communautés/assemblages benthiques est liée à la nature des fonds et au type de couverture sédimentaire, qui sont en grande partie régis par l'hydrodynamisme du milieu (Foveau, 2009 ; Snelgrove & Butman, 1995). La contrainte de cisaillement sur le fond résultant essentiellement des courants de marées, des vagues, mais également de l'amplitude thermique a un effet direct ou indirect sur la nature des biotopes (Foveau *et al.*, 2017 ; Gaudin, 2017).

Une combinaison de cartes historiques classe les peuplements benthiques selon la typologie EUNIS 4 et donne un indice de richesse en fonction de la richesse spécifique (nombre d'espèces) et de la biomasse attribuée (Figure 15).

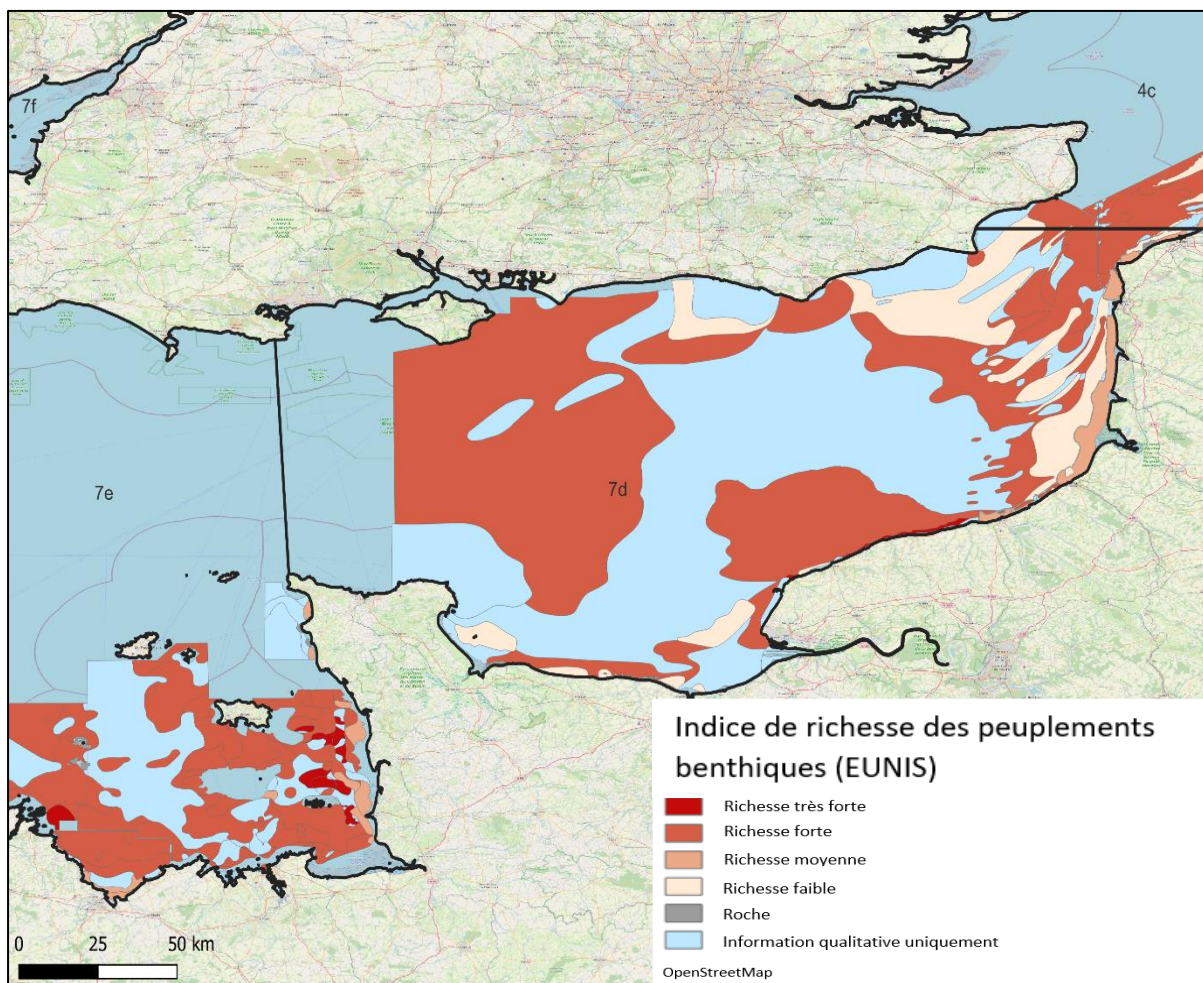


Figure 15 : Indice de richesse des peuplements EUNIS 4 issu des cartes historiques et calculé en fonction de la richesse spécifique et la biomasse sèche par m². **Richesse très forte** : plus de 100 espèces et plus de 100 g de biomasse. **Richesse forte** : 50-100 espèces et 50-100 g de biomasse. **Richesse moyenne** : 11-50 espèces et 11-50 g de biomasse. **Richesse faible** : 1-10 espèces et 1-10 g de biomasse (IFREMER, 2013).

Les différents assemblages benthiques observés en Manche ont subi quelques modifications au cours des années. En 30 ans, au niveau du détroit du Pas-de-Calais, il a été observé un ensablement de la zone d'étude, une expansion vers l'Est de la distribution des espèces d'épibiose sessile et un doublement de la richesse spécifique (Foveau, 2009). La comparaison des données historiques de Cabioch (1977) et des données obtenues durant la période 2004-2007 met en évidence quatre assemblages benthiques restés relativement pérennes spatialement et qualitativement : (1) l'assemblage des sables moyens dunaires ; (2) l'assemblage des cailloutis ; (3) l'assemblage des graviers plus ou moins ensablés et (4) l'assemblage de transition des sables grossiers (Foveau, 2009).

La comparaison de la distribution et l'abondance de la faune benthique subtidale en Manche lors d'une période froide (i.e. années 1960-70) et lors d'une période chaude (i.e. 2012 et 2014) n'a pas révélé de changement majeur dans l'aire de distribution des espèces et leur descendance (Gaudin *et al.*, 2017). En revanche, une diminution de l'occurrence des espèces dites d'eau froide a été observée ainsi qu'une augmentation de l'occurrence des espèces dites d'eau chaude notamment dans les zones où le réchauffement était le plus élevé. Gaudin *et al.* (2017) considèrent la température comme le 2nd facteur environnemental le plus important après la typologie des sédiments dans la composition des assemblages échantillonnés, ce qui souligne l'importance de prendre en compte le réchauffement climatique lors de l'évaluation des communautés benthiques.

De même, la comparaison des données recueillies sur les assemblages et communautés benthiques dans les eaux anglaises de la Manche en 1961 (Holme, 1961) et en 2006 (Hinz, 2006) n'a pas montré de changements à grande échelle en termes de distribution (Hinz *et al.*, 2011a). En revanche, la composition et l'abondance de certaines espèces ont changé, notamment une augmentation de crépidules, *Crepidula fornicata* (Hinz *et al.*, 2011a).

L'étude du changement des communautés de poissons au niveau mondial en relation avec le réchauffement climatique, a mis en avant une diminution des espèces à affinité pour l'eau froide (McLean *et al.*, 2021). Les réponses des communautés et des différentes espèces sont façonnées par l'amplitude du réchauffement, la tolérance thermique des espèces, l'intensité de pêche, et les effets cumulatifs liés aux différentes pressions (McLean *et al.*, 2021).

4. Description de la pêche en Manche-Est et dans le golfe normand-breton

4.1. Panorama à l'échelle de l'Union Européenne

Dans cette étude bibliographique, nous avons caractérisé l'intensité de pêche dans les zones CIEM VIIe et VIId (Figure 16).

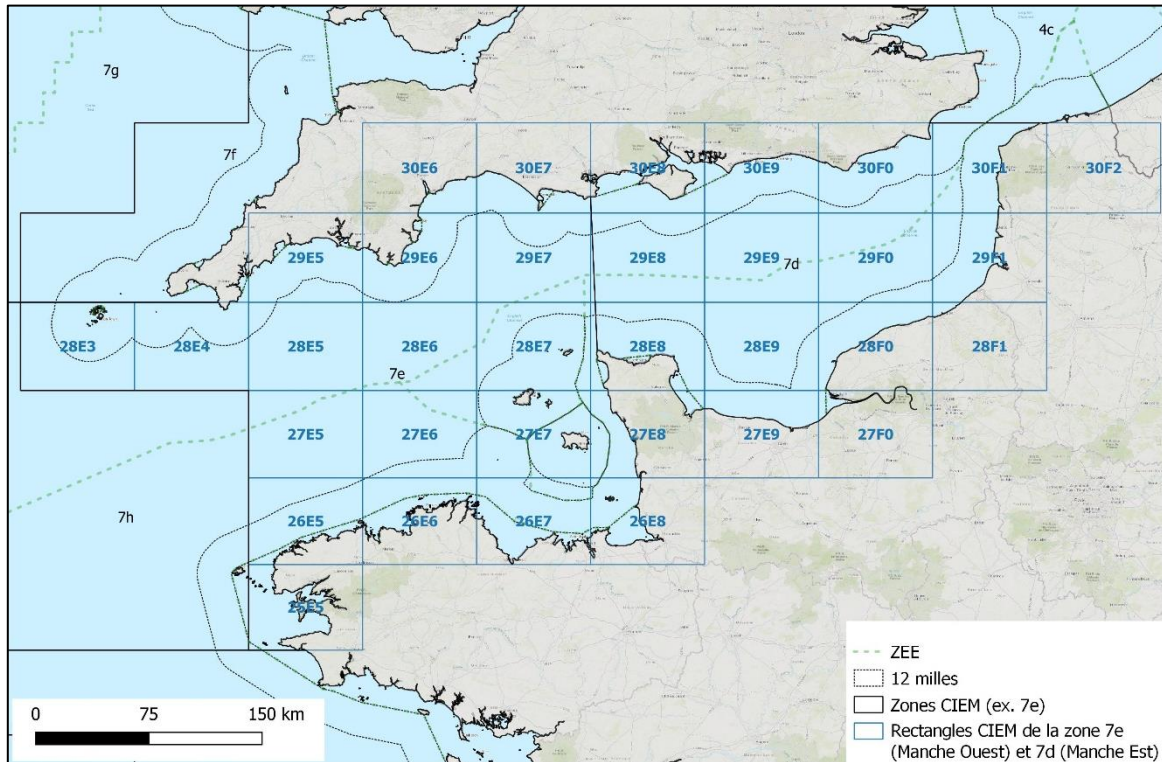


Figure 16 : Zones et rectangles statistiques CIEM de la zone 7e (Manche-Ouest) et 7d (Manche-Est).

L'intensité de pêche est exprimée en SAR.an⁻¹ (Swept Area Ratio), ce qui correspond à la surface balayée par les arts traînants en un an divisée par la surface de la cellule. La valeur de SAR représente donc le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche soit homogène sur l'ensemble de la surface considérée. La résolution des cellules utilisées ici est de 0.05° x 0.05° ce qui correspond à plus ou moins 3x3 miles nautiques. Le SAR.an⁻¹ est calculé comme suit (George *et al.*, 2021) :

$$SAR = \frac{\sum_j \sum_i (\text{Empreinte sur le fond} \times \text{Distance parcourue})}{\text{Surface de la cellule}}$$

Avec $i = 1$ à n les actions de pêche journalières dans la cellule
 $j = 1$ à 365 pour le SAR annuel

Le CIEM (ICES, 2021) estime que le chalutage de fond, ici englobant tous les arts traînants en contact avec le fond marin, constitue la principale pression physique exercée sur les fonds marins dans l'ensemble des eaux de l'UE. L'effort de pêche est cumulé spatialement pour former des zones centrales où l'effort de chalutage de fond et la valeur des captures sont élevés et des zones de pêche périphériques plus vastes où l'effort de pêche et la valeur des

captures sont faibles (Figure 17). Ce schéma général se retrouve pour tous les métiers et dans toutes les régions (Figure 22 à 26).

L'intensité de pêche moyenne de la façade Manche-Est est de 4,15 SAR.an⁻¹ (ICES, données en ligne, 2021). Durant la période 2013-2018, 68% de la surface de la Manche a été balayée chaque année, et seule 32% de la surface restait alors non impactée. En Manche, 90% de l'effort de pêche est cumulé sur seulement 41% de sa surface totale (ICES, données en ligne, 2021).

L'intensité de pêche pour les années 2009-2017 dans la Manche-Est et le golfe normand-breton est illustré Figure 17. Ces chiffres sont issus du CIEM et représentent l'effort de pêche de toute l'Europe pour les navires de moins de 12 m dans cette zone (ICES, 2019).

Au niveau européen, l'intensité de pêche a évolué entre 2009 et 2017 (ICES, 2019). L'intensité de chalutage de fond a diminué de 14,45%, celle du chalut à perche de 6,66% et celle de la drague de 40%. A l'inverse l'intensité de pêche par les sennes a augmenté de 10,14%.

A noter que les tendances nationales peuvent contraster avec celles évaluées au niveau européen. Pour la drague, les données déclaratives de pêche française, issues de la DGAMPA (Direction Générale des Affaires Maritimes, de la Pêche et de l'Aquaculture), reportées en heures de pêche, montrent plutôt une augmentation de l'effort de pêche (+25% de 2010 à 2020).

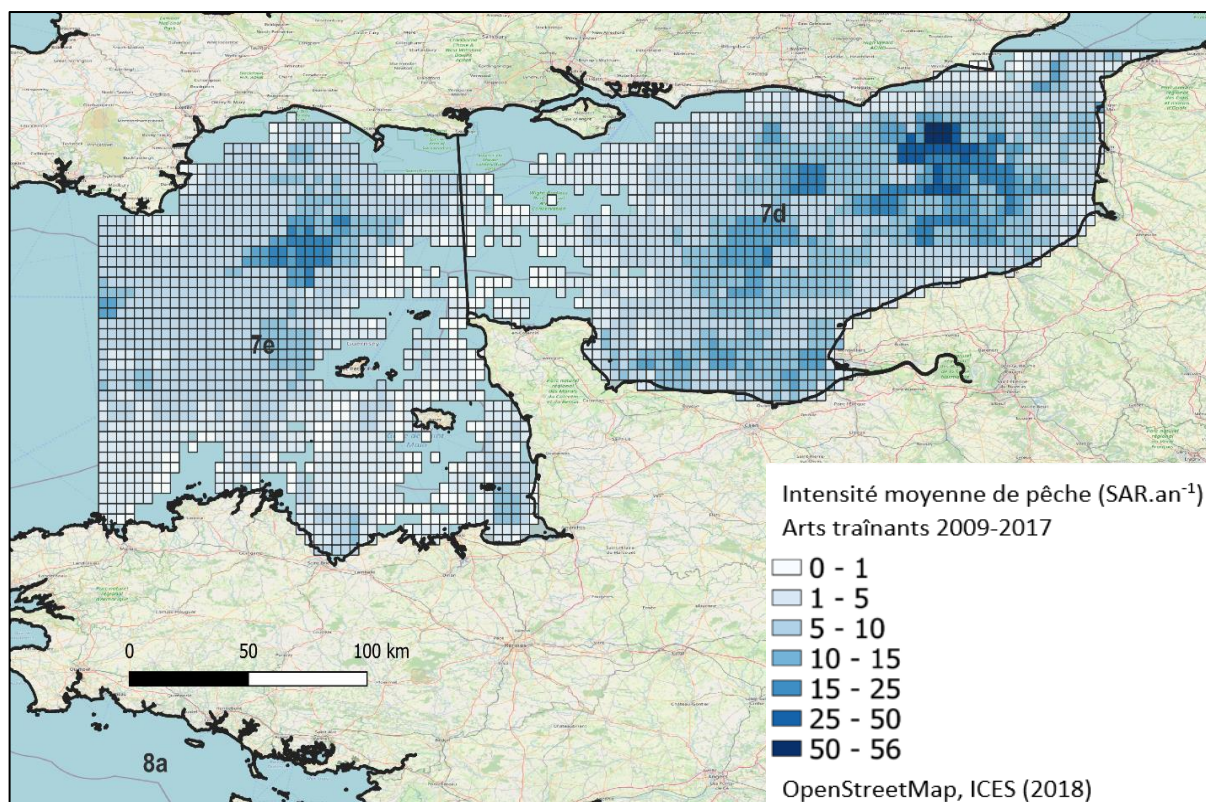


Figure 17 : Intensité de pêche des arts traînants en Manche-Est et dans la partie orientale de la Manche Ouest. La carte présente l'effort de pêche de toute l'Europe en zones VIIe et VIIIe. L'intensité de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée en SAR.an⁻¹ (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.

4.2. [Panorama à l'échelle des organisations de producteurs OPN et FROM Nord](#)

Les organisations de pêcheurs (OP) les plus représentatives en Manche et dans le golfe normand-breton sont l'Organisation des Pêcheurs Normands et le Fonds Régional d'Organisation du Marché du poisson Nord. L'OPN et le FROM Nord regroupent respectivement 235 et 159 navires adhérents. Les engins traînants représentent la plupart de la production de ces deux OPs et les métiers les plus communs pratiqués en Manche sont le chalut de fond à panneaux, la drague, les sennes écossaise et danoise, le chalut à crevettes (TBS), le chalut à perche et le chalut de fond en bœufs (PTB).

Entre les années 2012 et 2020, la production des arts traînant en Manche de l'OPN a augmenté de 49,6% et celle du FROM Nord de 2,2%. L'évolution des captures en tonnage et pourcentage des différents métiers peut être observée dans le [Tableau 7](#). Pour les deux OPs, les engins qui ont « produit » le plus en moyenne entre 2012 et 2020, en zone VIIe et VIId, sont la drague et le chalut à panneaux, respectivement : 50 et 46% à l'OPN ([Figure 18](#)) et 39% et 51% au FROM Nord ([Figure 19](#)).

Tableau 7 : Captures en tonnes de poids vif et pourcentages d'évolution de la production par engin traînant pour l'OPN et le FROM Nord de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du SIOP/logbook des OPs.

ENGIN	FROM NORD			OPN		
	Poids vif (T)		Evolution (%)	Poids vif (T)		Evolution (%)
	2012	2020		2012	2020	
DRB	4245,0	4812,7	13,4	7364	16829	128,5
OTB	5607,5	4669,1	-16,7	8937	10142	13,5
PTB	277,3	115,2	-58,5	0,96	1,2	24,4
SDN	58.8 (2015)	1159.9	1872,5	6.7	7.3	8,5
TBB	484.0	57.7	-88,1	130	1746	1242,2
TBS	0.5 (2013)	33.1	6687,6	3.6	0.7	-79,9
TOTAL GENERAL	10613.7	10847.8	2,2	16442	28727	49,6

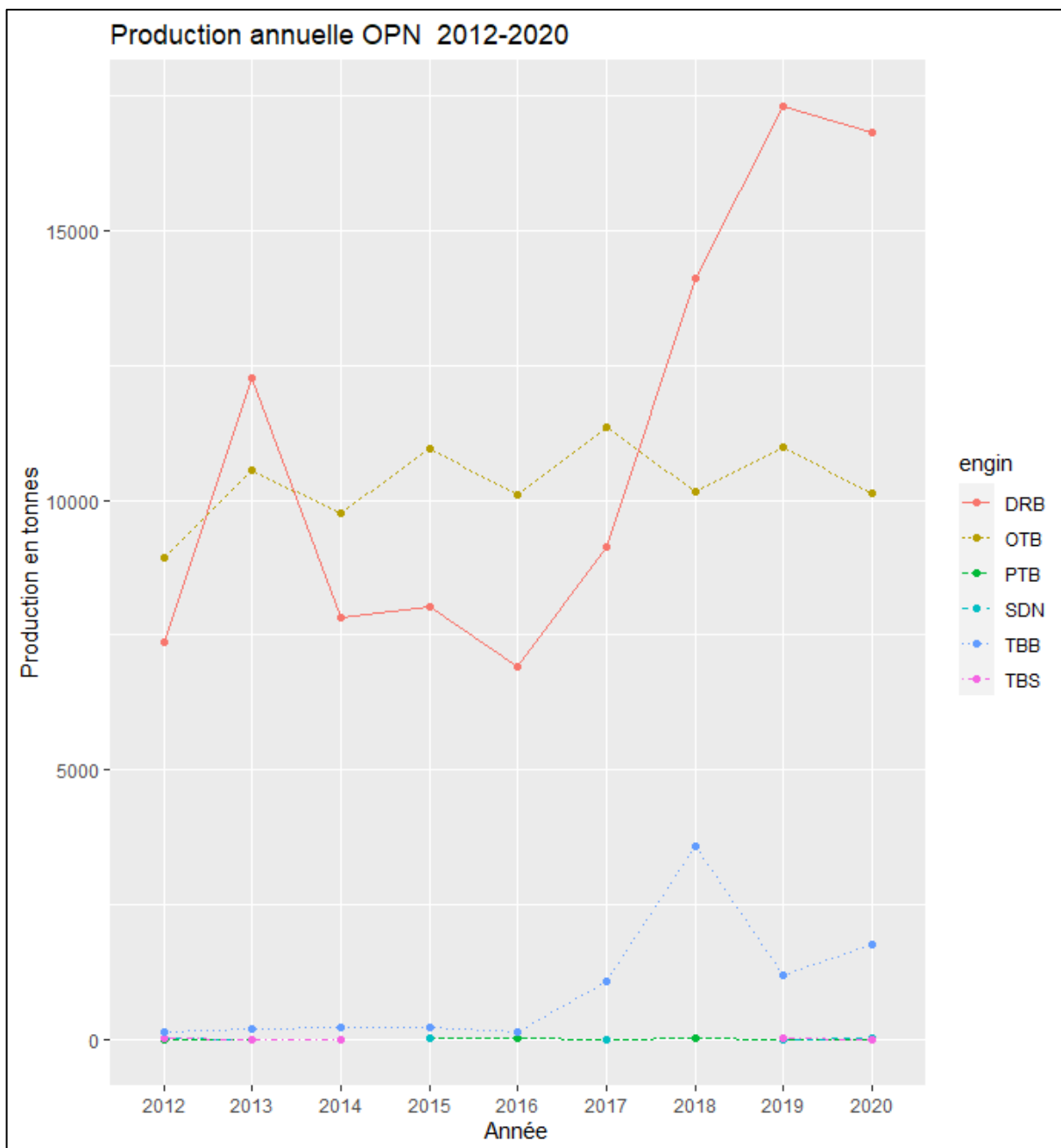


Figure 18 : Production annuelle de l'OPN en tonnes (poids vif) par engin traînant de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIIIe. Données issues du SIOP de l'OPN.

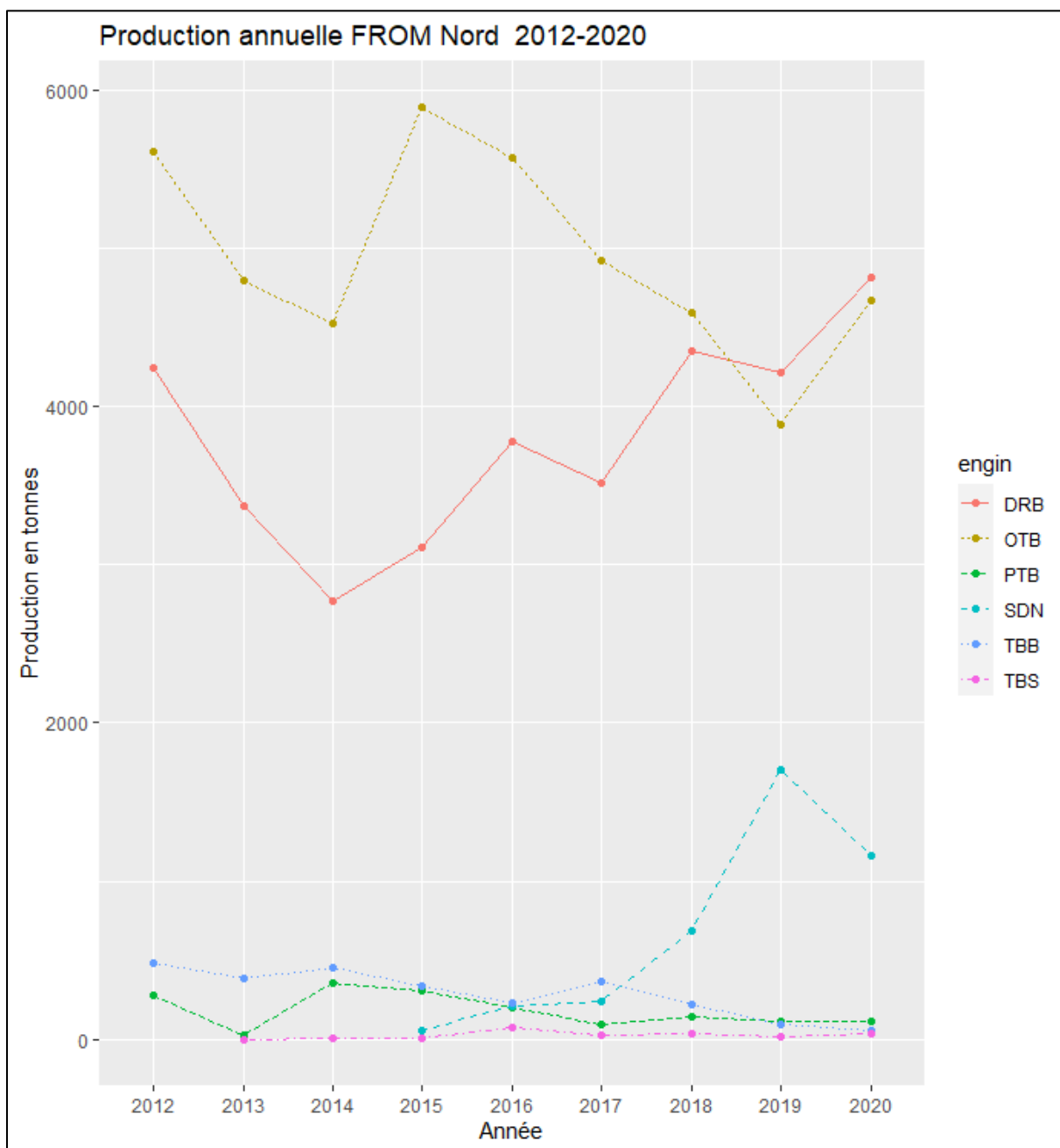


Figure 19 : Production annuelle du FROM Nord en tonnes (poids vif) par engin traînant de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIIIe. Données issues du logbook du FROM Nord.

Pour les deux organisations de pêcheurs, la coquille St-Jacques pêchée à la drague est l'espèce la plus importante en termes de volumes débarqués et de chiffres d'affaires dans les zones VIIe et VIId. Les autres espèces importantes en volumes sont pour le FROM Nord : le maquereau, le merlan, l'amande et la seiche, et pour l'OPN : le pétoncle, le bulot, le maquereau et le merlan (Figure 20 et 21)⁶.

Parmi les espèces pêchées en Manche, les stocks de coquille St-Jacques et de maquereau sont considérés comme en bon état écologique alors que le stock de merlan est surpêché en zone VIId et s'effondre en zone VIIe (Biseau, 2021). En 2019, respectivement 37% et 51% des stocks pêchés en Manche-Est/Mer du Nord et Manche-Ouest/Mer Celtique étaient considérés en bon état (Biseau, 2021). En revanche, ces évaluations de stocks prennent rarement en compte les interactions entre espèces, par exemple les relations prédateurs-proies et les effets du changement climatique qui peuvent avoir un effet sur la répartition des espèces. Négliger ces informations peut entraîner une surestimation de certains stocks (Biseau *et al.*, 2021).

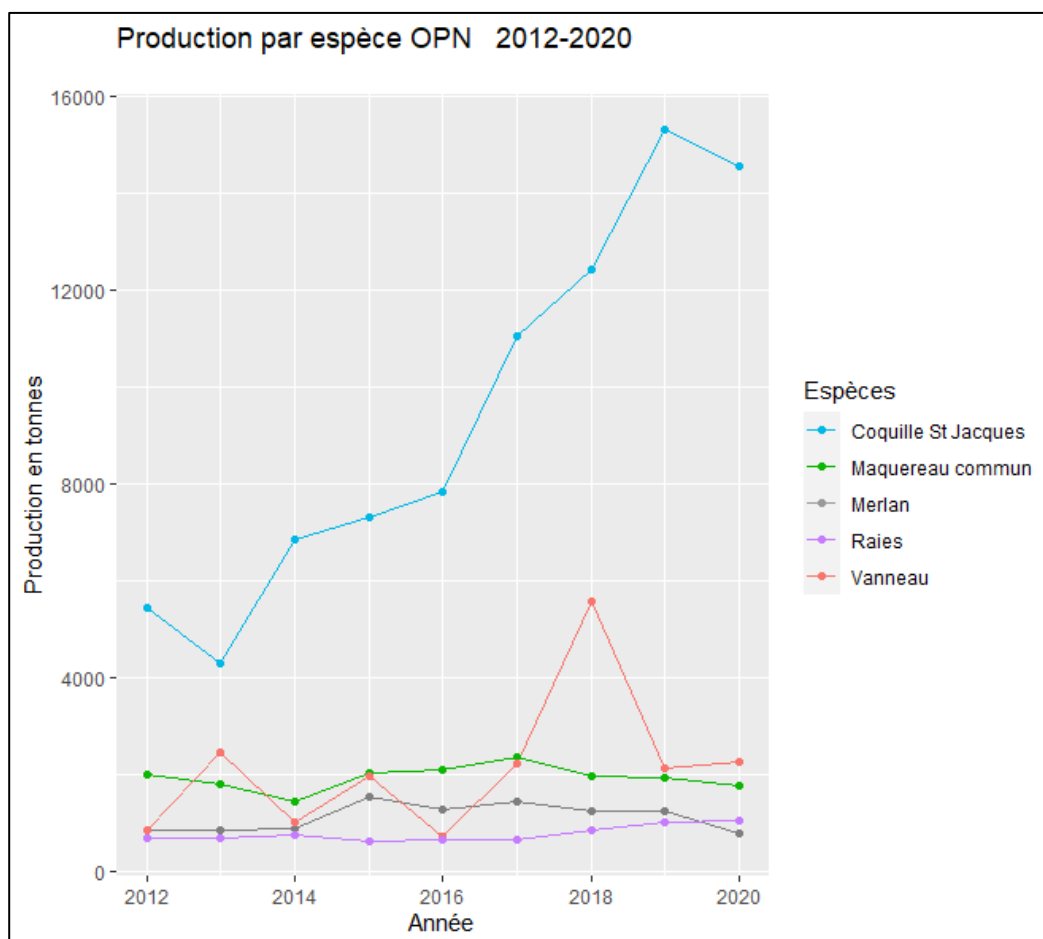


Figure 20 : Tonnage capturé (poids vif) par les engins traînants de l'OPN par espèce de 2012 à 2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du SIOP de l'OPN.

⁶ Ces informations représentent pour le FROM Nord la seule production issue des arts traînants en contact avec le fond. Si l'on considère toute la production du FROM Nord, le hareng est l'espèce la plus importante suivie de la coquille St-Jacques et du maquereau.

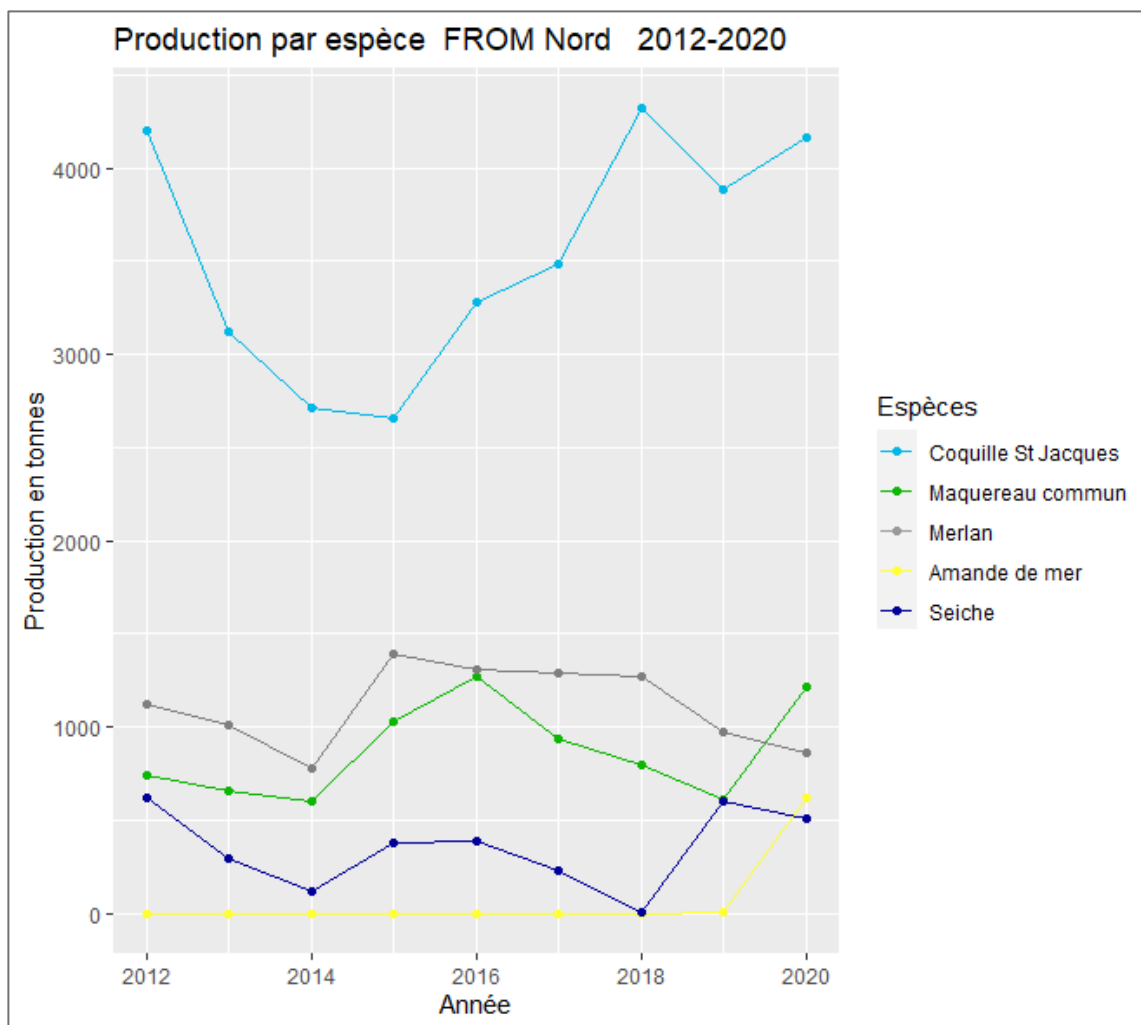


Figure 21 : Tonnage capturé (poids vif) par les engins traînants du FROM Nord par espèce 2012-2020 en zones VIIe et VIId. Données issues du logbook du FROM Nord.

4.3. Effort spatialisé par engin

L'intensité de la pêche peut-être également spatialisée par engin. Cette distribution par engin n'est pas homogène et varie d'une année à l'autre. Les données acquises pour l'OSPAR par le CIEM (ICES, 2019) sont illustrées par engin dans les Figure 22 à 25.

Le chalut à panneaux, entre 2013 et 2018, a balayé une surface de 103 990 km² en moyenne par an (ICES, données en ligne, 2021). Sur la période 2009-2017, l'intensité de pêche s'est intensifiée en baie de Seine (rectangles statistiques CIEM 27E9 et 28E9) et a diminué sur les rectangles 29F0 et 30F0 (Figure 22).

Entre 2013 et 2018, les chaluts à perche en Manche ont balayé une surface de 1 302 km² en moyenne par année (ICES, données en ligne, 2021). Sur la période 2009-2017, l'intensité de pêche n'a pas subi de grands changements mais elle reste concentrée dans les rectangles 30F0, 30F1, 30E9 et 29E0 (Figure 23).

Les senneurs ont balayé une surface de 98 530 km² en moyenne par année entre 2013 et 2018(ICES, données en ligne, 2021). Sur la période 2009-2017, l'intensité de pêche à la senne n'a pas vu de grands changements au fil des dernières années et a été plus élevée dans le rectangle 30F0 (Figure 24)

Les données françaises de l'effort de pêche à la drague (DGAMPA, 2022 – communication personnelle) dans les zones VIIe et VIId en heures de pêche au cours des années 2010-2020 montrent une augmentation de l'effort de pêche, surtout localisé dans les rectangles 26E7, 26E8, 27E8, 27E9, 28E9, 29F0 et 29F1 (Figure 25). Les données internationales issues du dernier rapport du CIEM (ICES, données en ligne, 2021) rapportent une moyenne annuelle de 7 360 km² balayés entre 2013 et 2018. On observe que l'intensité de pêche à la drague est plus élevée en Manche-Est sur les rectangles statistiques 29F0 28E9 et 27E9, comparée à une intensité moins élevée en Manche-Ouest (Figure 26).

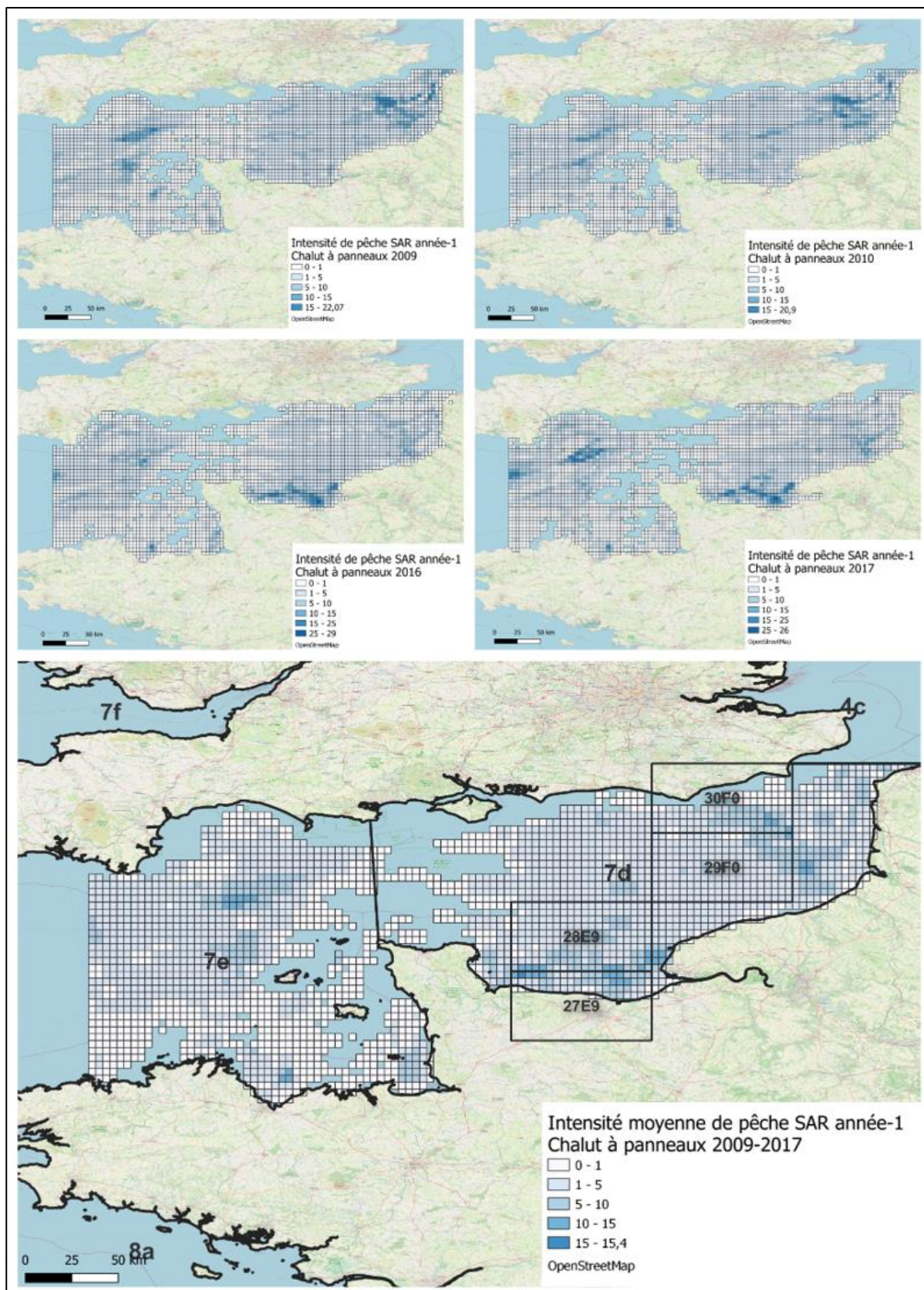


Figure 22 : Effort de pêche du chalut à panneaux - abrasion de surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ et exprimée en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.

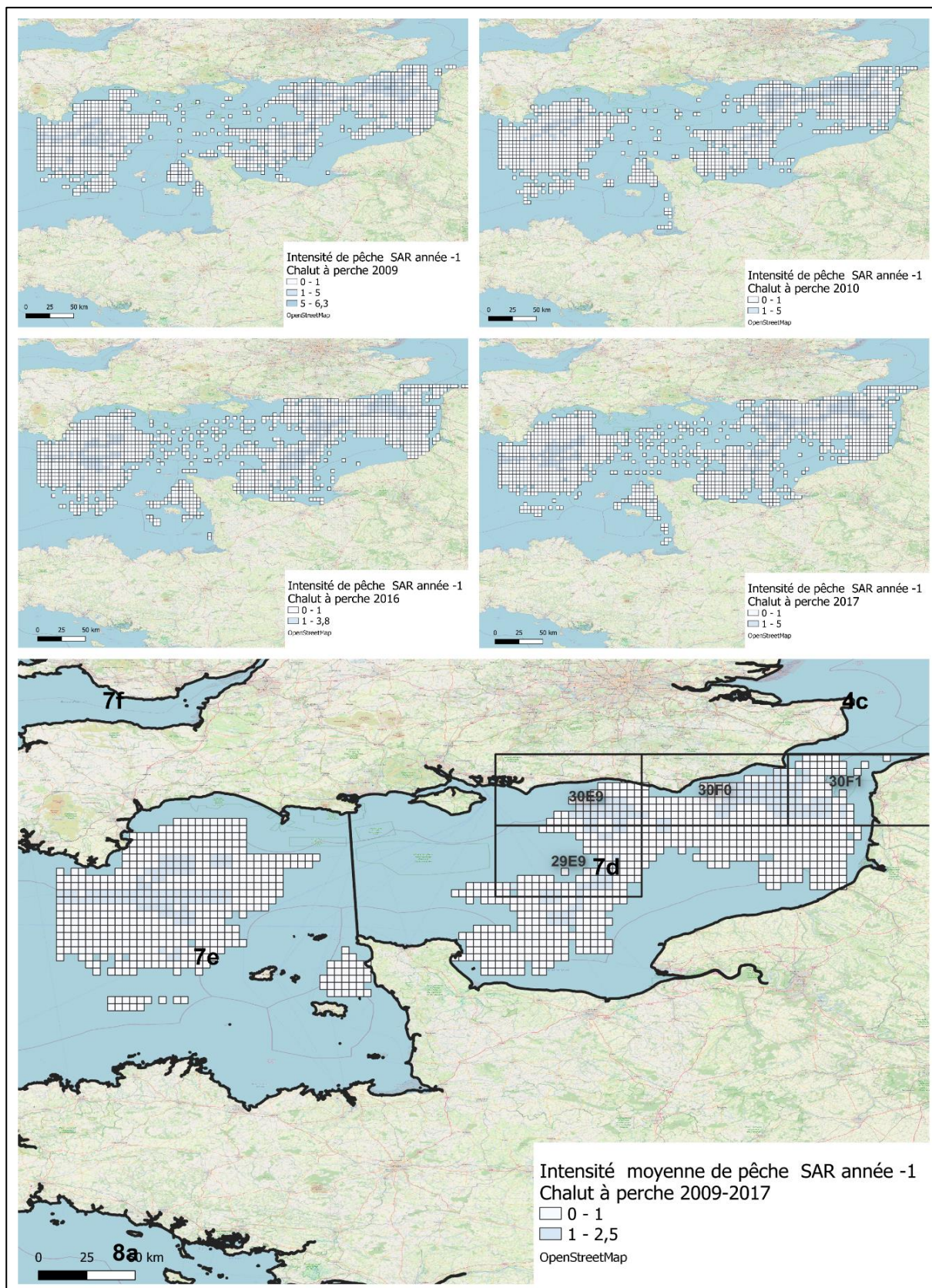


Figure 23 : Effort de pêche du chalut à perche - abrasion sous surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ et exprimée en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.

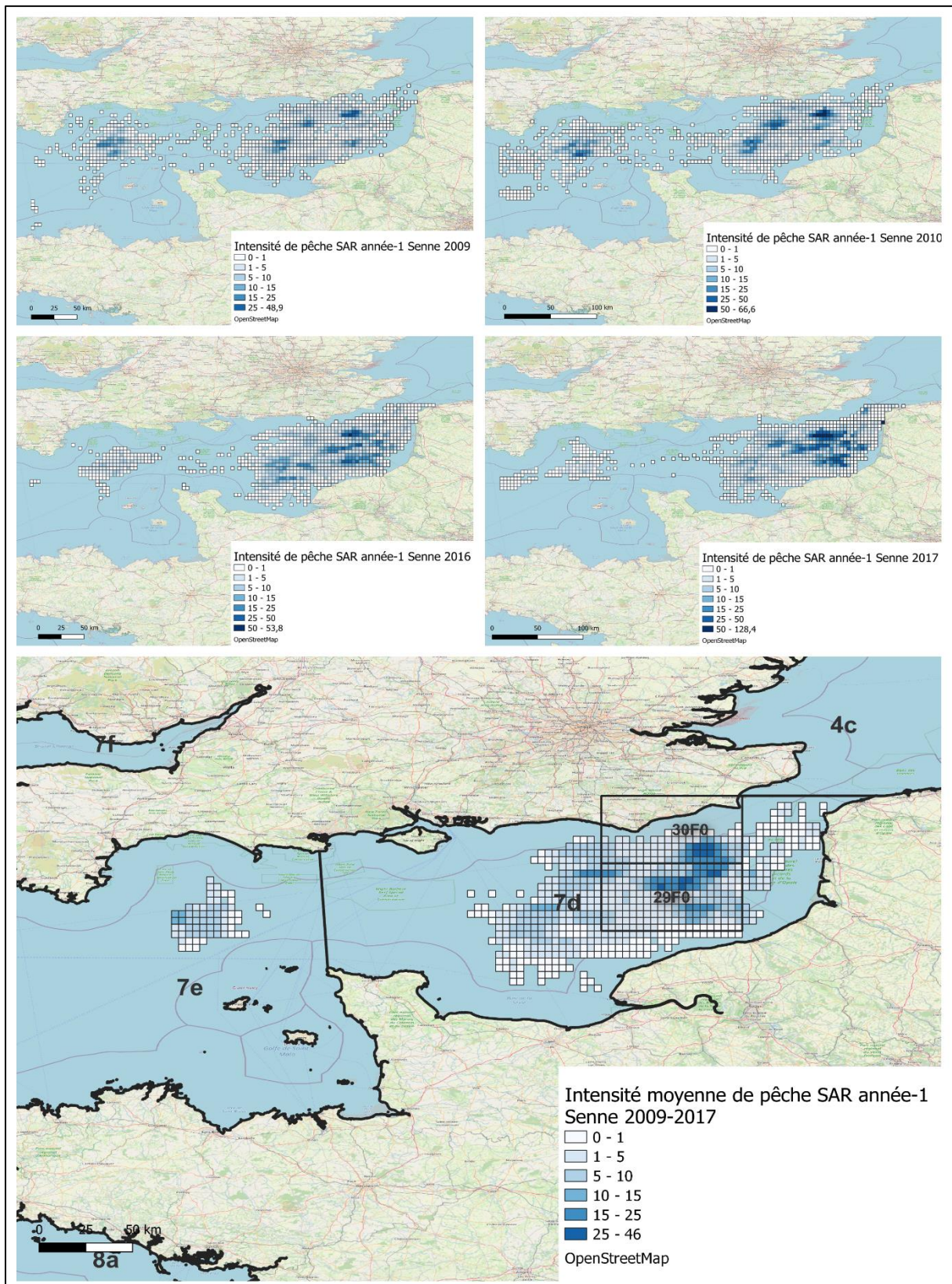


Figure 24 : Effort de pêche des sennes écossaises et danoises - abrasion de surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIId. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ et exprimée en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2019.

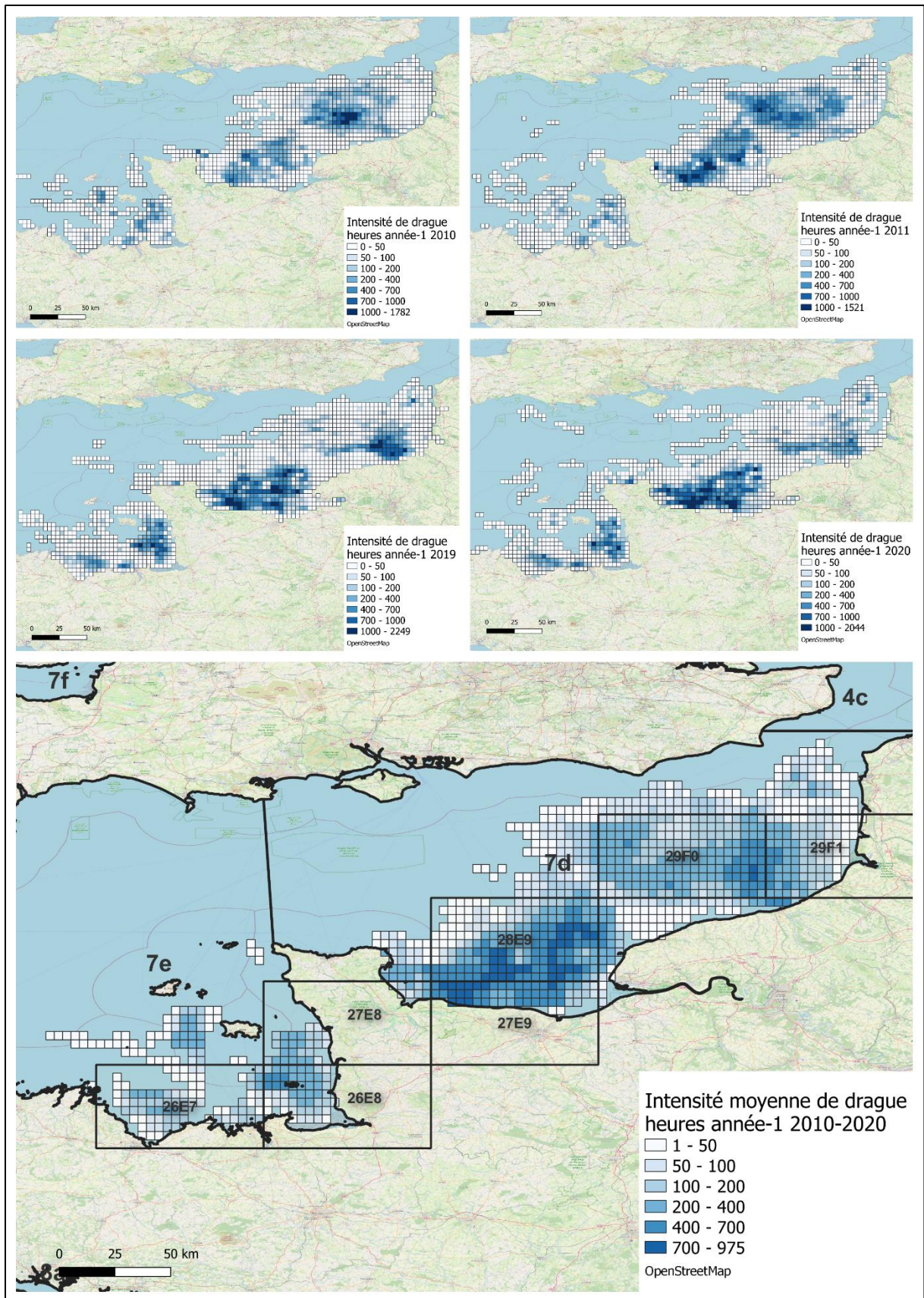


Figure 25 : Effort de pêche de la drague en heures.an⁻¹. Données représentant l'effort de pêche français en zones VIIe et VIIIe à une résolution spatiale de 0.05°x 0.05°. Données DGAMPA 2022 (communication personnelle).

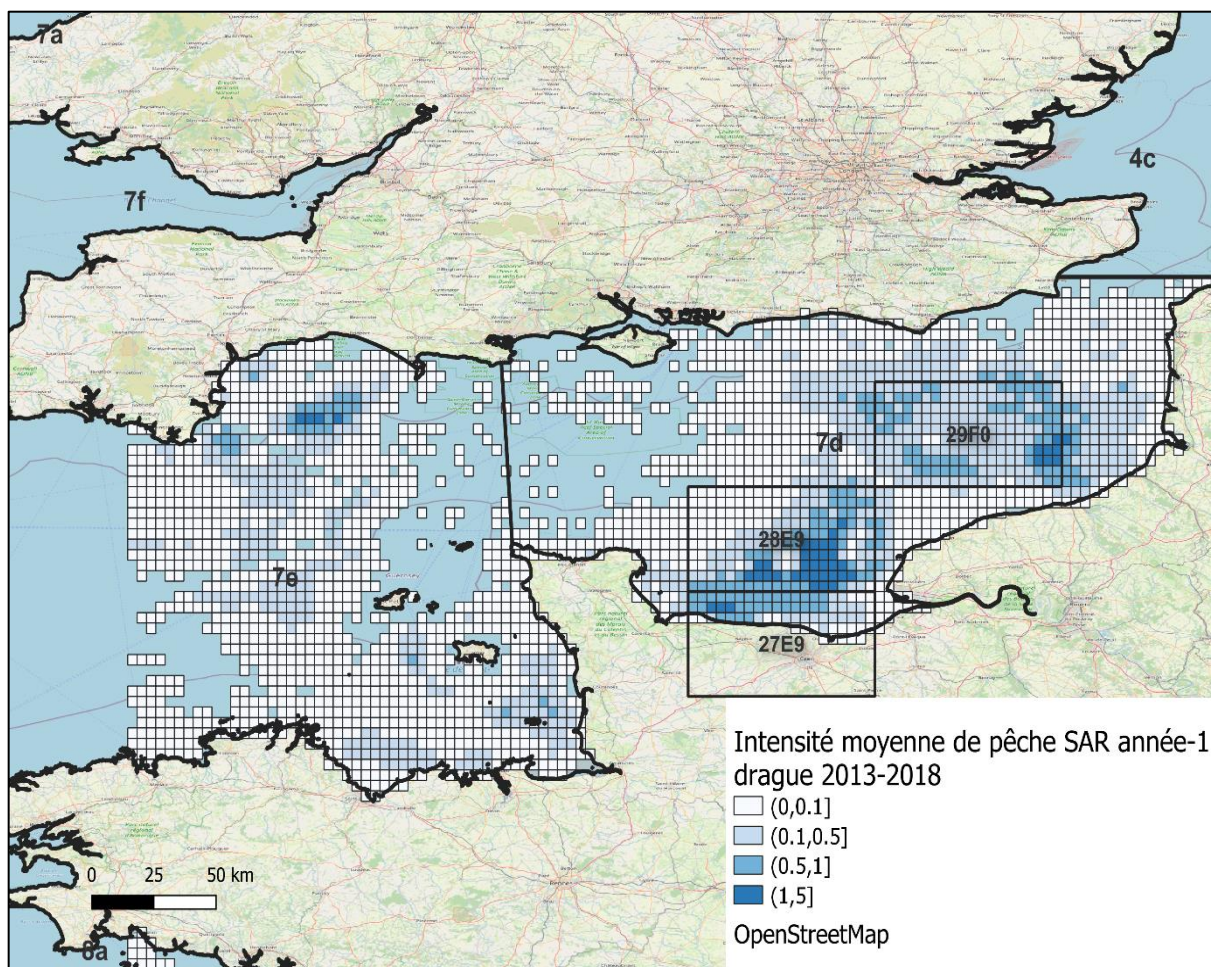


Figure 26 : Effort moyen de pêche de la drague - abrasion de sous surface. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIII. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ et exprimée en SAR.an-1 (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. Données ICES 2021.

5. Résultats

5.1. Impact global des arts traînants en Manche-Est et dans le golfe normand-breton

Les effets généraux des engins de pêche sur le fond marin ont été exposés dans la partie 2 de ce rapport. Une évaluation préliminaire sur l'état des habitats benthiques de la façade française Manche-Mer du Nord (MMN) a été faite dans le cadre du descripteur 6 de la DCMM, intégrité des fonds, avec les critères suivants :

D6C1 : Les pertes physiques⁷ potentielles des fonds marins,

D6C2 : Les perturbations physiques⁸ potentielles des fonds marins,

D6C3 : L'étendue spatiale de chaque type d'habitat subissant des effets néfastes.

Pour le critère D6C1, Brivois *et al.* (2019) ont trouvé que 0,8 % de l'aire de la façade MMN est potentiellement perdue, ce qui est surtout dû aux aménagements portuaires, aux extractions de granulats marins, etc. En revanche, pour le descripteur D6C2, Brivois *et al.* (2019) rapportent que 99% de la façade MMN est potentiellement perturbée, essentiellement en réponse à la pêche aux arts traînants.

Pour le critère D6C3, ces mêmes chercheurs (2019) ont considéré les habitats EUNIS suivants : A3.1/A3.2, A4.1/A4.2, A5.13, A5.14, A5.15, A5.23/A5.24, A5.26/A5.25, A5.27, A5.33, A5.35, A5.37, A5.43, A5.44 et A5.45. Ils ont trouvé que 85 % de ces habitats sont potentiellement perturbés à plus de 99 % de leur étendue, principalement en raison de la pêche professionnelle aux arts traînants. Ces pourcentages sont calculés en prenant la surface potentielle utilisée par les aménagements et activités en les croisant avec l'étendue de la surface de la Manche et des habitats susceptibles d'être affectés. Les résultats de cette étude sont cependant à relativiser car en l'absence d'information plus précise au moment de l'évaluation, il a été considéré que toutes perturbations étaient synonymes d'effet néfaste qu'elle qu'en soit l'intensité, appliquant ainsi une approche de précaution stricte.

D'autre part, le CIEM considère les habitats subissant une intensité de pêche inférieure à 0,1 SAR.an⁻¹ comme pouvant servir d'état de référence/contrôle (ICES, 2016). En prenant en compte la moyenne d'intensité de pêche SAR.an⁻¹ pour 2013-2018 (ICES,2021) reportée en Manche pour l'effort de pêche européen, seulement 529 des 3262 cellules seraient considérées comme étant en état de référence, soit 16,22% de la surface totale⁷ (Figure 27). De la même façon, le CIEM considère que les habitats subissant une intensité de pêche supérieure à 5 SAR.an⁻¹ ont une pression de pêche très élevée. C'est le cas de la Manche pour 780 des 3 262 cellules, soit 23,96 % (Figure 27).

⁷ Une perte d'habitat est équivalente à un habitat modifié de façon permanente ou pour une durée supérieure à 12 ans.

⁸ Une perturbation de l'habitat est considérée comme une modification réversible après l'arrêt de la perturbation.

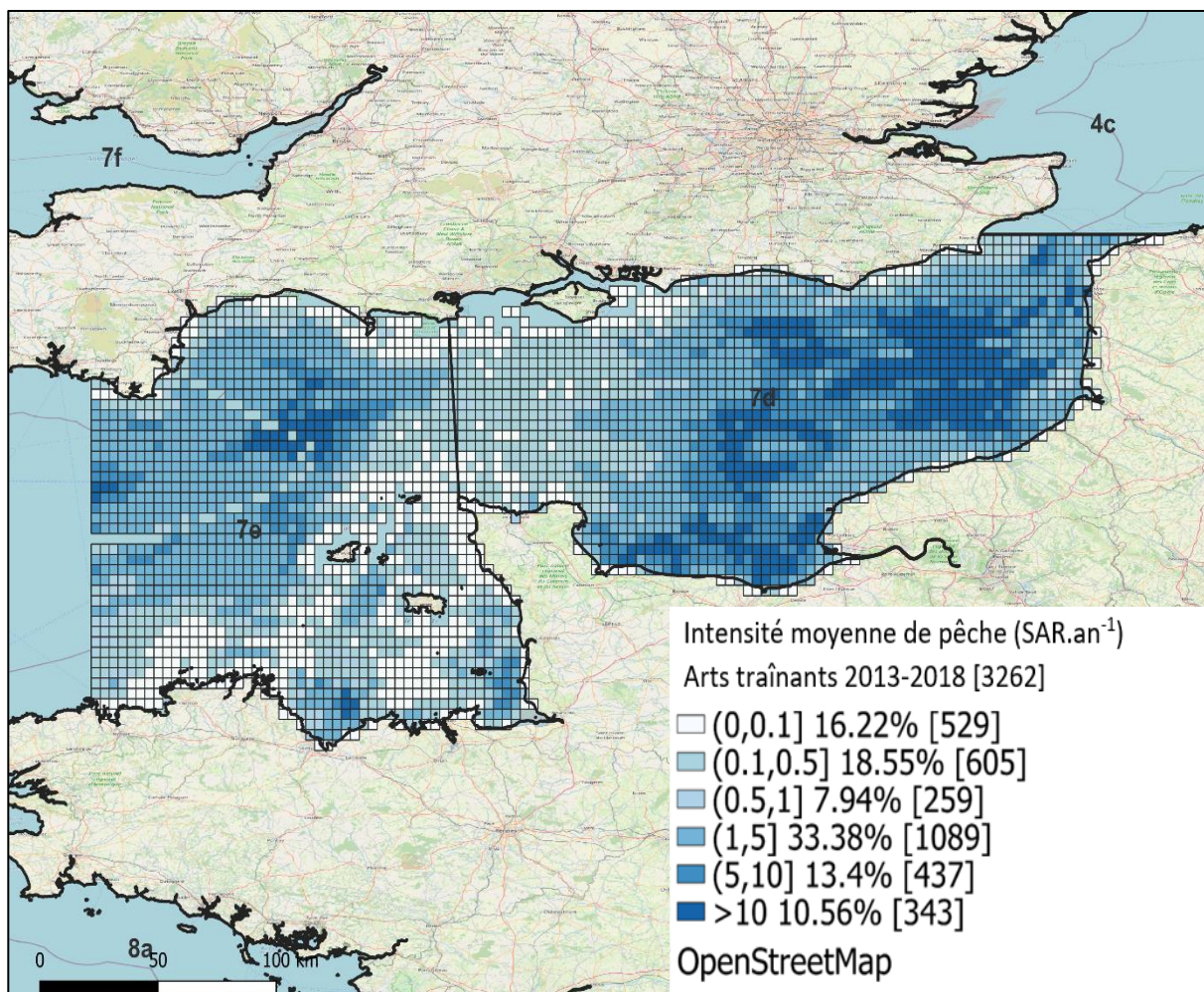


Figure 27 : Effort moyen de pêche des arts traînants entre 2013 et 2018. Les cartes présentent l'effort de pêche de tous les navires européens en zones VIIe et VIII. L'intensité moyenne (= effort moyen) de pêche est représentée sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05° et exprimée en SAR.an⁻¹ (Swept Area Ratio par an), qui correspond à la surface balayée en un an divisée par la surface de chaque cellule de la grille. Le SAR représente le nombre de fois théorique où la cellule est totalement balayée en admettant que l'effort de pêche est homogène sur l'ensemble de sa surface. La valeur entre crochets indique le nombre de cellules (0.05° x 0.05°) pour chaque classe d'intensité. Le pourcentage représente la proportion de cellules correspondant à chaque classe d'intensité. Données ICES 2021.

Le rapport du CIEM (ICES 2021, données en ligne) utilise les indicateurs PD et L1 en mettant en place un seuil arbitraire de 0,2 SAR.an⁻¹ pour évaluer le bon état écologique selon les deux indices. La plupart de la Manche subit un effort de pêche ayant un impact supérieur à 0,2 SAR.an⁻¹ (Figure 28). La surface étant au-dessus du seuil est encore plus grande pour l'indicateur L1 qui, par définition, est beaucoup plus précautionneux (ICES, 2021).

L'impact selon PD et L1 est globalement constant dans le temps mais varie entre les quatre types d'habitats les plus étendus en Manche (Figure 29). Le sable circalittoral profond au large (A5.27) est le plus impacté selon ces deux indicateurs et possède la plus faible proportion de surface avec un impact inférieur à 0,2 (moins de 10% en utilisant la méthode L1), alors que l'habitat de sédiments grossiers circalittoral (A5.14) en a le plus. Les zones où l'impact de la pêche selon la méthode PD est le plus élevé se trouvent dans la baie de Seine et dans la partie orientale de la Manche-Est (ICES, 2021).

L'intensité de pêche moyenne et la proportion de surface balayée par an pour les habitats considérés dans le rapport du CIEM (ICES, 2021) sont disponibles dans le Tableau 8.

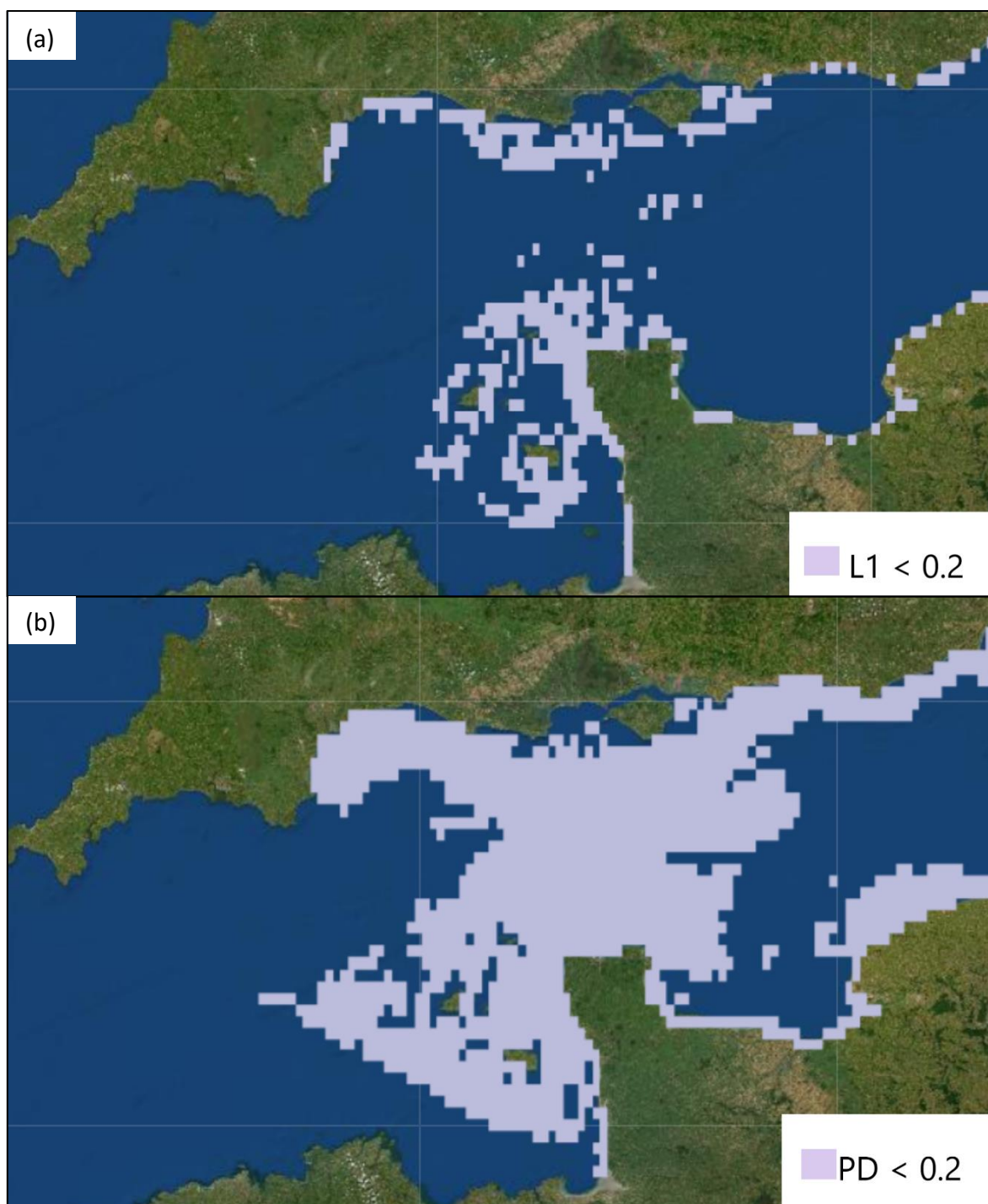


Figure 28 : Cartes de la Manche montrant la superficie avec des indices d'impact L1 (a) et PD (b) inférieurs à 0,2 (ICES 2021, données en ligne). L'indice PD (Population Dynamic) estime la biomasse affectée relative à la capacité porteuse de l'habitat qui pourrait disparaître si l'intensité de pêche continue pendant une longue durée. L'indice L1 quantifie la biomasse du benthos affectée par la pêche aux arts traïnants tout au long de leur durée de vie.

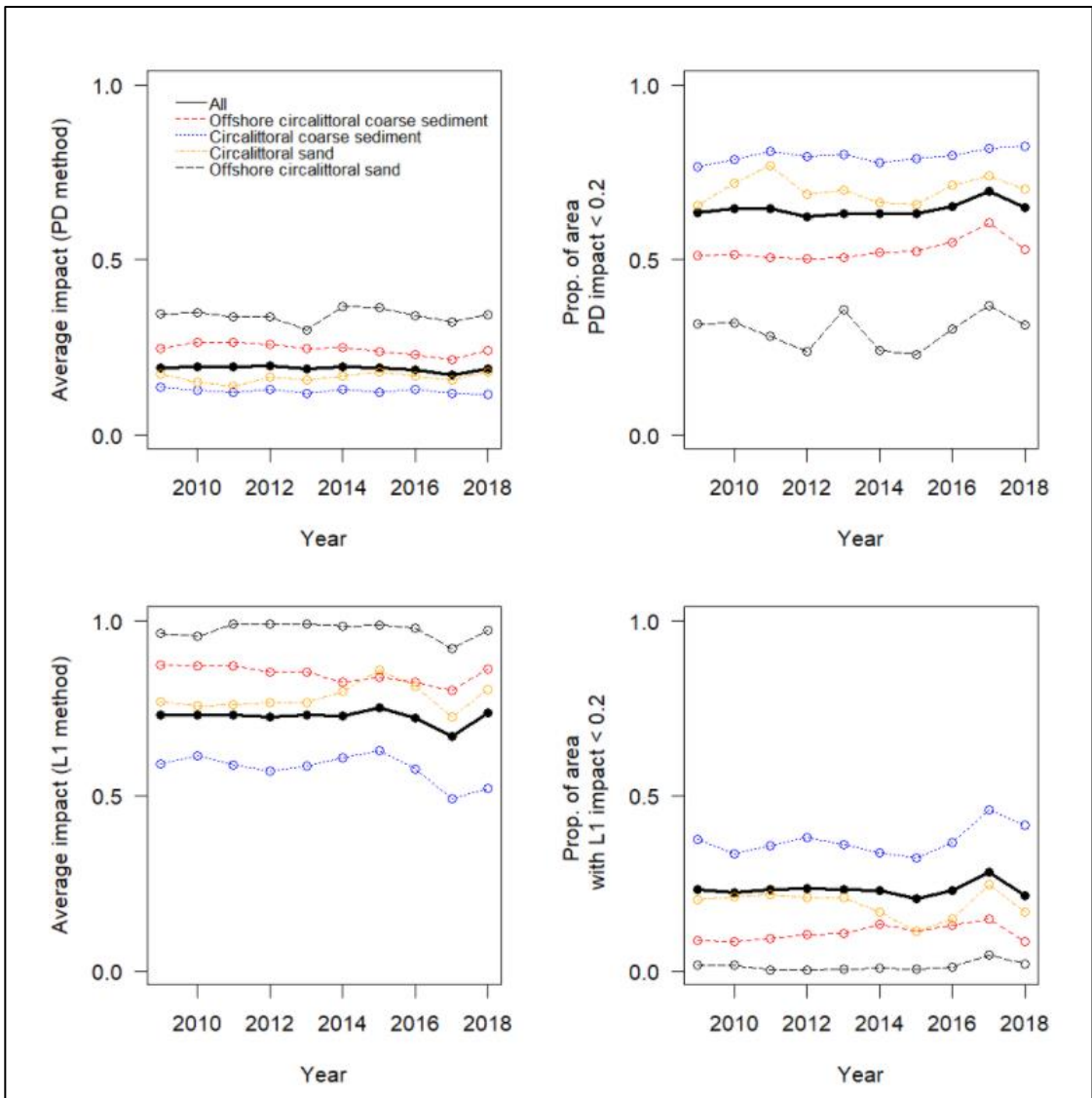


Figure 29 : Impact moyen sur les différents habitats. Sédiment grossier circalittoral profond : A5.15. Sédiment grossier circalittoral : A5.14. Sable circalittoral : A5.25/A5.26. Sable circalittoral profond : A5.27 (ICES 2021).

Tableau 8 : Intensité moyenne de pêche pour les habitats considérés dans le rapport du CIEM (ICES, 2021). Les habitats les plus étendus en Manche figurent en gras.

EUNIS	Intensité moyenne de pêche SAR.an⁻¹	Proportion de la surface de l'habitat pêchée par an
A3.1	0,71	0,20
A4.1	0,42	0,25
A5.13	1,20	0,45
A5.15	5,45	0,79
A5.14	2,74	0,52
A5.25/26	3,80	0,96
A5.27	6,39	0,97
A5.45	2,93	0,80
A5.23/24	2,59	0,64
A5.33	2,91	0,68
A5.35	3,17	0,63
A5.37	5,71	0,97

Dans le cadre de ce rapport d'étude et pour mieux tenir compte du fait que les effets des engins dépendent aussi de la nature et de la résilience des habitats impactés, un nouvel indice d'impact a été défini. Malgré son caractère empirique à ce stade, ce type d'indice permet d'identifier les zones les plus impactées (Figure 30). Ainsi, plus l'indice est haut, plus l'impact des engins est élevé.

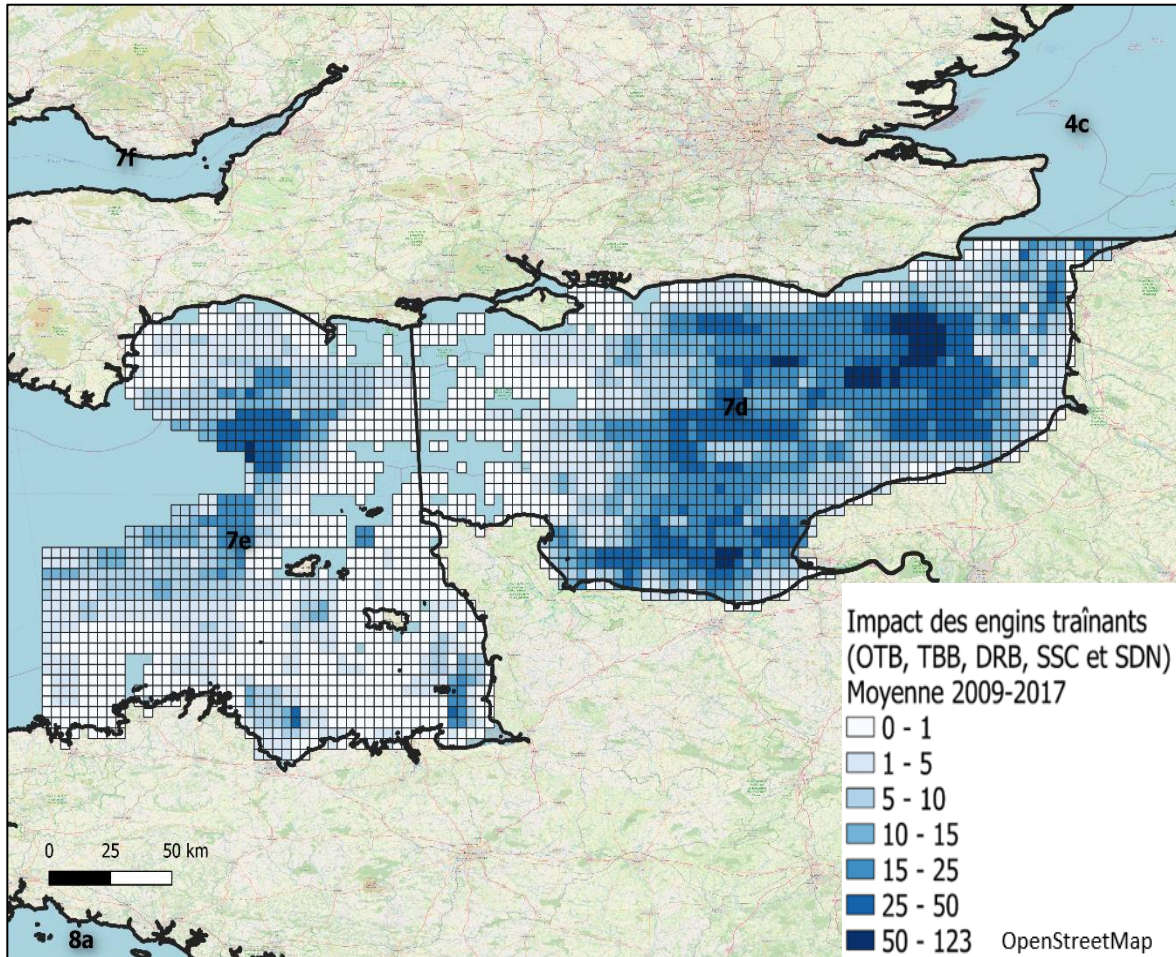


Figure 30 : Impact cumulé des engins de pêche traînant considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne (= effort moyen) entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05°. L'impact cumulé (= \sum Indice d'impact [engin]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne ($SAR.an^{-1}$) puis sommé pour tous les engins.

Celui-ci utilise les coefficients de risque établis par l'IFREMER (2019) et l'Office Français de la Biodiversité (OFB) (2019) pour les habitats EUNIS 4 vis-à-vis des différents engins de pêche. Ces coefficients de risque ont été multipliés par l'intensité de pêche en SAR.an⁻¹.

Autrement dit, pour un habitat donné, l'indice d'impact est calculé à l'aide la formule suivante :

$$\text{Indice d'impact [Engin]} = R \times \text{SAR} \cdot \text{an}^{-1}$$

où R correspond au coefficient de risque de dégradation de l'habitat benthique considéré (Tableau 9),
et SAR à l'intensité moyenne de pêche par année.

Enfin, pour identifier l'impact global de l'ensemble des engins, les indices liés à chaque engin ont été additionnés.

Tableau 9 : Notice de lecture de la matrice de synthèse des risques de dégradation des habitats benthiques Natura 2000.

La matrice de synthèse des risques de dégradation des habitats benthiques Natura 2000 au regard des activités de pêche professionnelle consiste en un croisement entre :	
<ul style="list-style-type: none"> • les matrices de "sensibilité des habitats benthiques aux pressions physiques" produites par l'Unité Mixte de Service Patrimoine Naturel (UMS PatriNat) (Rivière <i>et al.</i>, 2016) ; • la matrice de description des liens potentiels entre les activités de pêche et les pressions physiques en milieu marin (IFREMER, 2019). 	
Le croisement est réalisé conformément à la méthode d'analyse de risque de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites Natura 2000 (OFB, 2019).	
Lorsqu'un engin est susceptible de générer plusieurs pressions, c'est la note de sensibilité la plus forte de l'habitat considéré aux pressions exercées qui est retenue.	
La notation du risque est qualifiée de la manière suivante :	
1	1 = faible / cellule en vert
2	2 = modéré / cellule en orange
3	3 = fort / cellule en rouge
0	0 = pas de risque
ND	ND = interaction impossible donc croisement supprimé – exemple : des engins utilisés en zone côtière ne peuvent être en interaction avec les récifs profonds ou des engins utilisés uniquement dans un secteur géographique (gangui en Méditerranée) ne sont pas déployés sur des habitats présents uniquement en Atlantique et Manche. / cellule en gris
1 ou 2 ou 3	Certaines cellules grisées mentionnent un chiffre 1, 2 ou 3. Ces cellules indiquent donc un risque généré par l'engin sur l'habitat concerné, toutefois, elles ont été mises en grisé car au vu de la connaissance disponible au niveau national, de l'engin et de l'habitat concernés, ces interactions apparaissent peu probables. Il a été fait le choix de laisser toutefois la notation du risque correspondant.

Les résultats des études faites par Jac *et al.* (2020a) utilisant les indices basés sur les caractéristiques des espèces (voir partie 2.3) ont révélé une corrélation négative entre l'intensité de pêche et les indices de type TDI (Figure 31). Les zones ayant un TDI élevé correspondent à des zones où l'intensité de pêche est basse et inversement. De même, ces scientifiques (2020b) ont modélisé des seuils d'intensité de pêche pour lesquels, s'ils sont dépassés, l'habitat pourrait être considéré comme impacté voire perdu. Le seul habitat pour lequel il y a assez d'informations pour calculer un seuil de perte est A5.15. Ce seuil a été déterminé à 12,34 SAR.an⁻¹ et par conséquent, 9% de cet habitat (A5.15) pourrait être considéré comme perdu (Figure 32). Le même type de calcul fait pour l'habitat A5.15 en mer du Nord a montré un seuil encore plus bas de 5,9 SAR.an⁻¹. Les différents seuils pour les mêmes types d'habitats présents sur différentes régions marines témoignent du fait que la sensibilité des communautés n'est pas équivalente, ceci étant sûrement dû à des différences dans la composition des espèces et des conditions hydrodynamiques locales, ce qui n'est pas pris en compte dans la classification EUNIS niveau 4 (Jac *et al.*, 2020b).

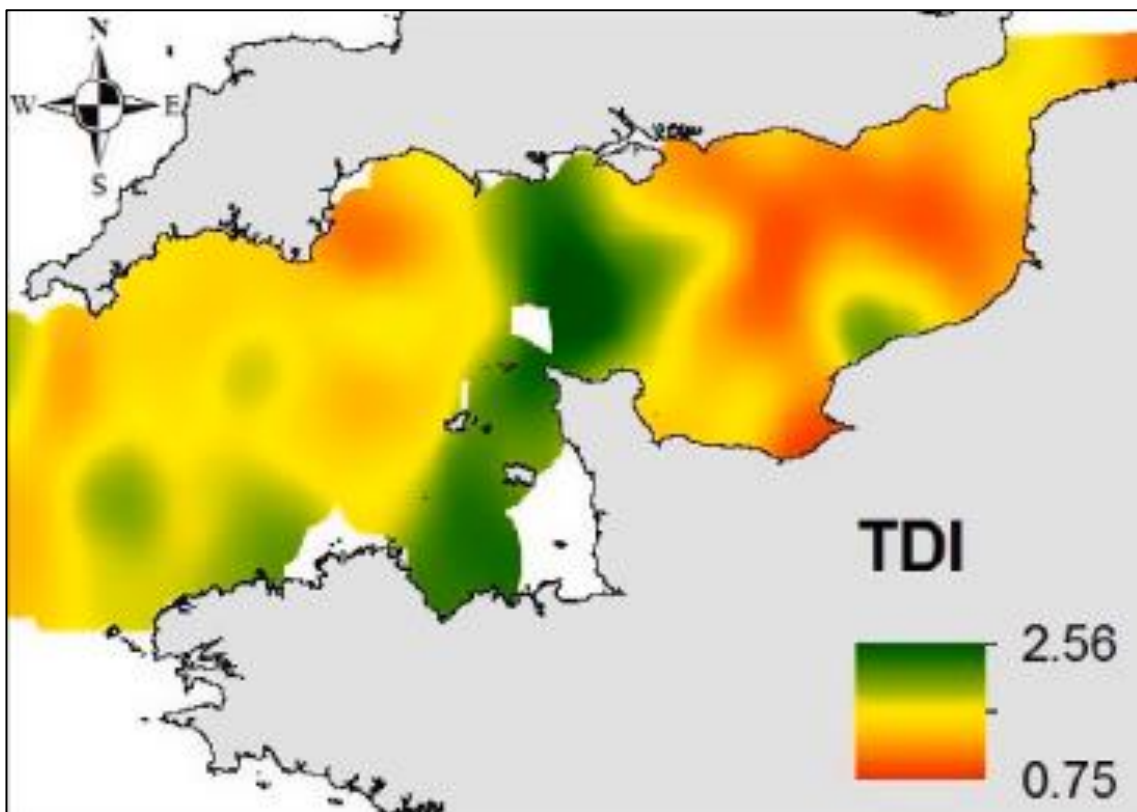


Figure 31 : Carte créée par krigeage illustrant la répartition du TDI en Manche (Jac *et al.*, 2020a). Les valeurs élevées en vert représentent des zones où la biomasse est dominée par des espèces sensibles. Inversement les valeurs basses en orange représentent des zones où la biomasse est dominée par des espèces plus résistantes.

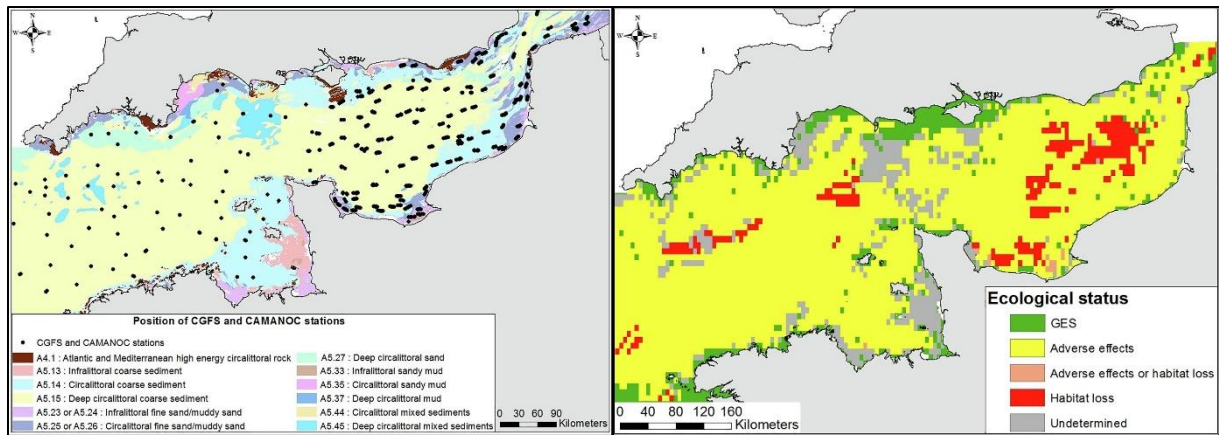


Figure 32 : Carte de gauche : Habitats EUNIS en Manche (Jac et al., 2020b). Carte de droite : Statut écologique des habitats benthiques en Manche (Jac et al., 2020b). GES : acronyme anglais signifiant bon état écologique. Seul l'habitat A5.15 est classifié en « perte d'habitat » (= « habitat loss », en rouge sur la carte de droite), ce qui couvre 9% de sa surface et correspond à un seuil d'intensité de pêche supérieur à 12,34 SAR.an⁻¹. La donnée de pêche utilisée par Jac et al. (2020b) est la même que dans ce rapport, à savoir ICES (2019), ce qui est en cohérence avec les valeurs de l'intensité de pêche présentées en Figure 17.

En effet les corrélations faites entre les valeurs du TDI et l'intensité de pêche apparaissent difficiles à séparer des effets des perturbations naturelles, puisque que les perturbations naturelles ont des effets similaires à celles de la pêche (Denderen *et al.*, 2015). Des communautés adaptées à de fortes perturbations naturelles seraient donc plus résistantes et résilientes à la pêche. Cela peut provenir d'une sélection des espèces ayant un cycle de vie plus court, couplé d'un cycle de vie benthopélagique et de caractéristiques leur conférant cette résistance (Diesing *et al.*, 2013 ; Pianka, 1970). Ces espèces moins sensibles pourraient donc atteindre leur maturité avant un nouvel épisode de pêche (Pianka, 1970).

Les indices de type TDI pourraient aussi être utilisés comme indicateurs pour évaluer où se trouvent les espèces les plus sensibles et gérer les efforts de pêche en conséquence, les communautés les plus sensibles étant plus à risque. Des approches similaires comme le PDS pour calculer le risque théorique encouru par les communautés épibenthiques de la Manche (voir partie 2.2) montrent que les communautés les plus à risque sont celles subissant le moins de perturbations naturelles et ayant la possibilité de croissance la plus basse. En revanche, le PDS utilise des conditions naturelles idéales ne reflétant pas l'état actuel des fonds marins depuis longtemps perturbés par les activités humaines (Foveau *et al.*, 2017). Pour cette raison, il devrait être utilisé en conjonction avec des approches de type TDI qui reflètent la sensibilité *in situ* des habitats benthiques. L'indice de risque d'après la méthode PDS a été superposé à la carte d'abrasion moyenne pour illustrer où se trouvent les communautés jugées les plus à risque d'impact du chalutage. Cette superposition montre que l'intensité de pêche la plus élevée est exercée sur des fonds ayant un risque moyen à haut au Nord-Est et au centre de la Manche-Est ; puis ayant un risque moyen à bas en baie de Seine (Figure 33), ce qui suggérerait que la pêche en baie de Seine serait plus durable.

Tous les indices développés jusqu'à présent utilisent l'intensité de pêche à une résolution de grilles de 0.05° x 0.05° mais cette résolution peut s'avérer trop grossière en ne permettant pas de bien évaluer la distribution de la pêche (ICES, 2020). L'intensité d'abrasion à l'intérieur de chaque cellule n'est pas réellement homogène.

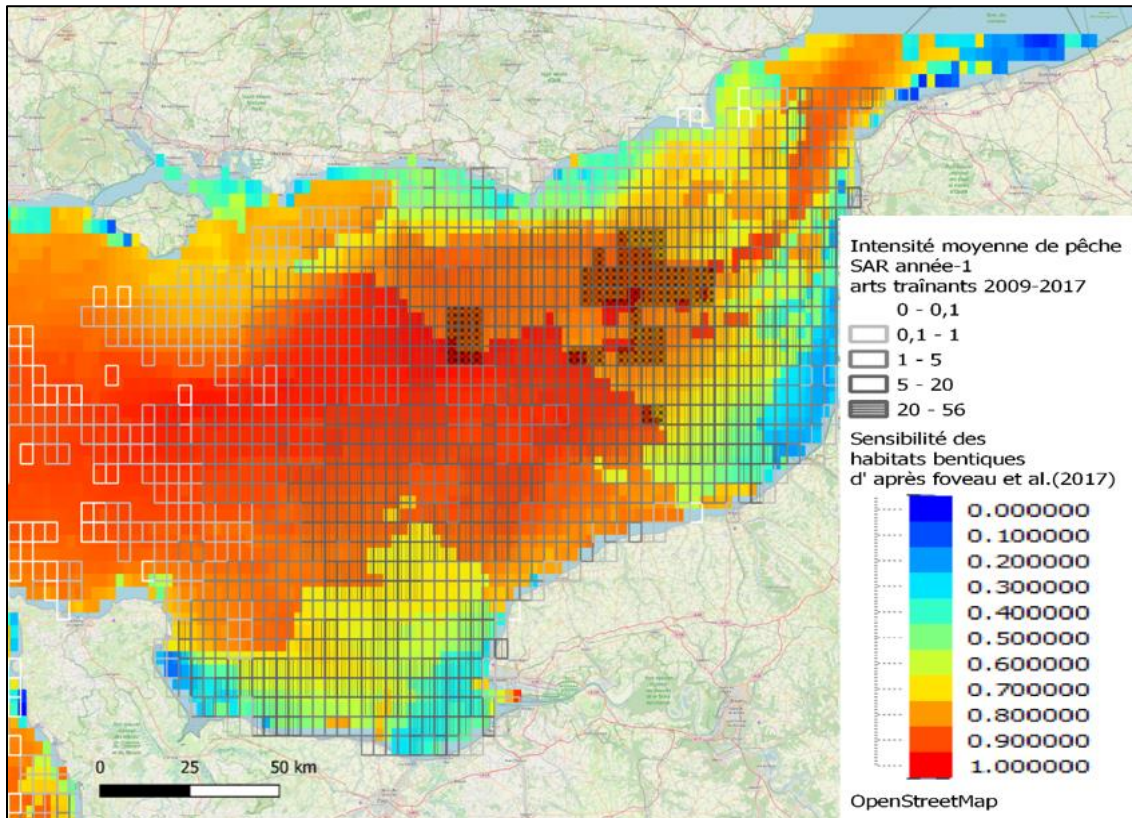


Figure 33 : Superposition de l'indice PDS (process-driven sensitivity) pour la Manche-Est sur l'intensité de pêche moyenne (2009-2017). Plus l'échelle de couleur tend vers le bleu plus la sensibilité des habitats benthiques et le risque de dégradation sont faibles. Inversement, plus l'échelle de couleur tend vers le rouge plus la sensibilité des habitats benthiques et le risque de dégradation sont élevés.

5.2. [Impact par engin en Manche-Est et dans le golfe normand-breton](#)

Le CIEM a calculé le rapport entre la valeur de la production et les indices PD et L1 et entre la quantité produite et les deux indices. Les résultats indiquent que les engins ayant les impacts les plus élevés relatifs à la valeur et la quantité produite sont ceux ciblant les poissons démersaux (OTB et SDN). En revanche, la drague a un impact relatif moins élevé. Ce résultat est influencé par le fait que la drague balaye des surfaces moins importantes (ICES, 2021).

En Manche, les impacts des engins sont comparables, mais, comme exprimé précédemment (partie 2), les impacts des engins traînants varient selon le type d'habitat ([Figure 34](#)). En effet, les impacts de chaque métier sur les habitats suivent la même tendance que les impacts tous engins traînants combinés. L'habitat A5.27 est le plus impacté par les engins ciblant les poissons démersaux : chalut à panneaux, chalut à perche et sennes (sur la [Figure 34](#), OT_DMF TBB_DMF et SDN_DMF). Cependant, pour l'OPN et le FROM Nord, la production issue du chalut à perche et des sennes n'est pas très importante. En moyenne, entre 2012 et 2020, les sennes et le chalut à perche ont produit 0,01% et 3% respectivement de la production totale de l'OPN et 9,7% et 3% respectivement pour la production du FROM Nord en Manche.

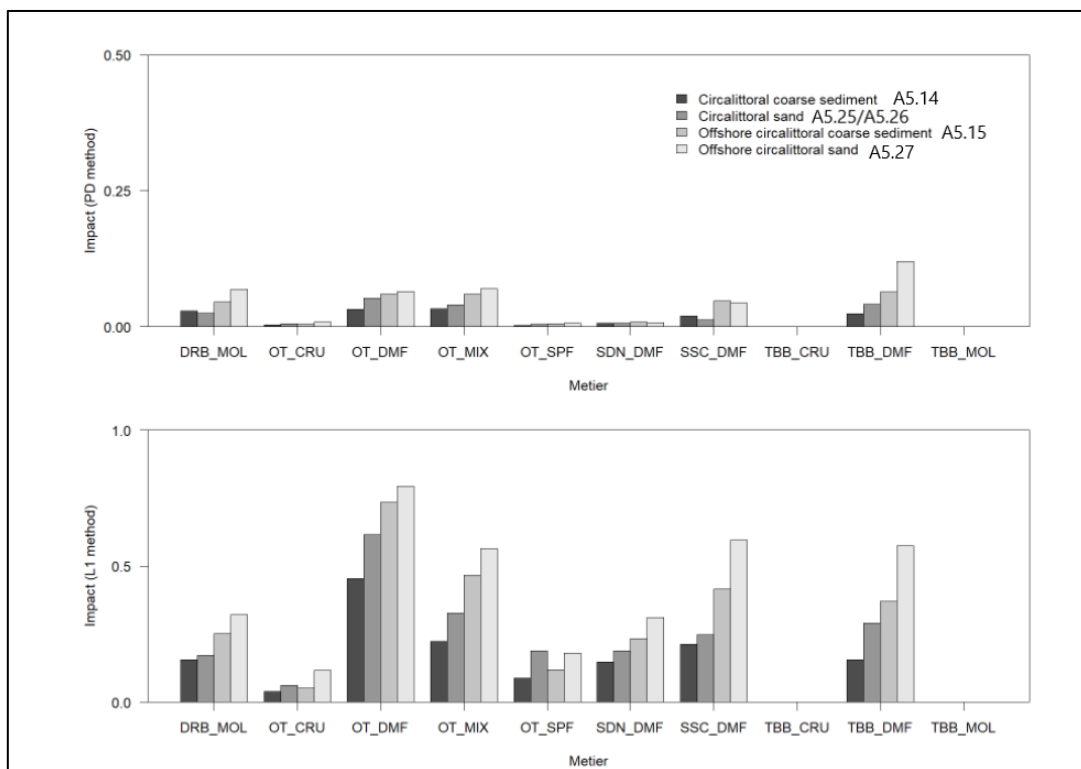


Figure 34 : Impact de la pêche par métier sur les différents habitats. DRB_MOL : Drague à mollusques. OT_CRU : Chalut à panneaux crustacés. OT_DMF : Chalut à panneau poissons démersaux. OT_MIX : Chalut à panneaux pêche mixte. OT_SPF : Chalut à panneaux petits poissons pélagiques. SDN_DMF : Senne danoise poissons démersaux. SSC_DMF : Senne écossaise poissons démersaux. TBB_CRU : Chalut à perche crustacés. TBB_DMF : Chalut à perche poissons démersaux. TBB_MOL : Chalut à perche mollusques (ICES, 2021).

La campagne COMOR (COquilles Saint-Jacques en Manche ORientale), mise en place depuis 1998 par l'IFREMER pour évaluer le stock de coquilles St-Jacques, recueille également des données sur la faune benthique. Ces données ont été analysées par Leblanc *et al.* (2011) pour essayer d'évaluer l'impact de la pêche à la coquille en Manche-Est. Les auteurs ont évalué l'abondance de 17 espèces de 1998 jusqu'en 2011 et ont montré une abondance stable ou en augmentation pour la plupart des espèces. D'après ces derniers, ceci pourrait s'expliquer par la diminution de l'effort de pêche entre 1998 et 2011. Néanmoins, les variations naturelles peuvent elles aussi expliquer ces résultats. Comme spécifié par ces auteurs, ces résultats sont à prendre avec précaution car les échantillonnages effectués avec une drague ne sont pas classiquement utilisés pour évaluer l'état du benthos, généralement basé sur des prélèvements à la benne.

Les indices d'impact calculés dans le cadre de l'étude IPREM révèlent aussi que l'impact le plus élevé est propre au chalut à panneaux ([Figure 35](#)) et aux sennes ([Figure 36](#)). L'impact le plus élevé serait attribué au chalut à panneaux en baie de Seine et dans l'Est de la Manche-Est. La drague et le chalut à perche d'après cet indice ont un impact moins élevé ([Figure 37 et 38](#)), témoignant d'une intensité de pêche plus faible.

On peut observer, en fonction de l'engin traînant considéré, des différences entre les valeurs des indices d'impact obtenues par ICES (2021) ([Figure 34](#)) et celles calculées dans ce rapport. C'est notamment le cas pour le chalut à perche ([Figure 38](#)). Ces différences s'expliquent, d'une part, par le fait que les indices calculés par ICES (2021) prennent en considération la longévité des espèces. D'autre part, ICES (2021) utilise des données plus complètes que celles requises par l'OSPAR en 2018 (ICES, 2019) et utilisées dans ce rapport.

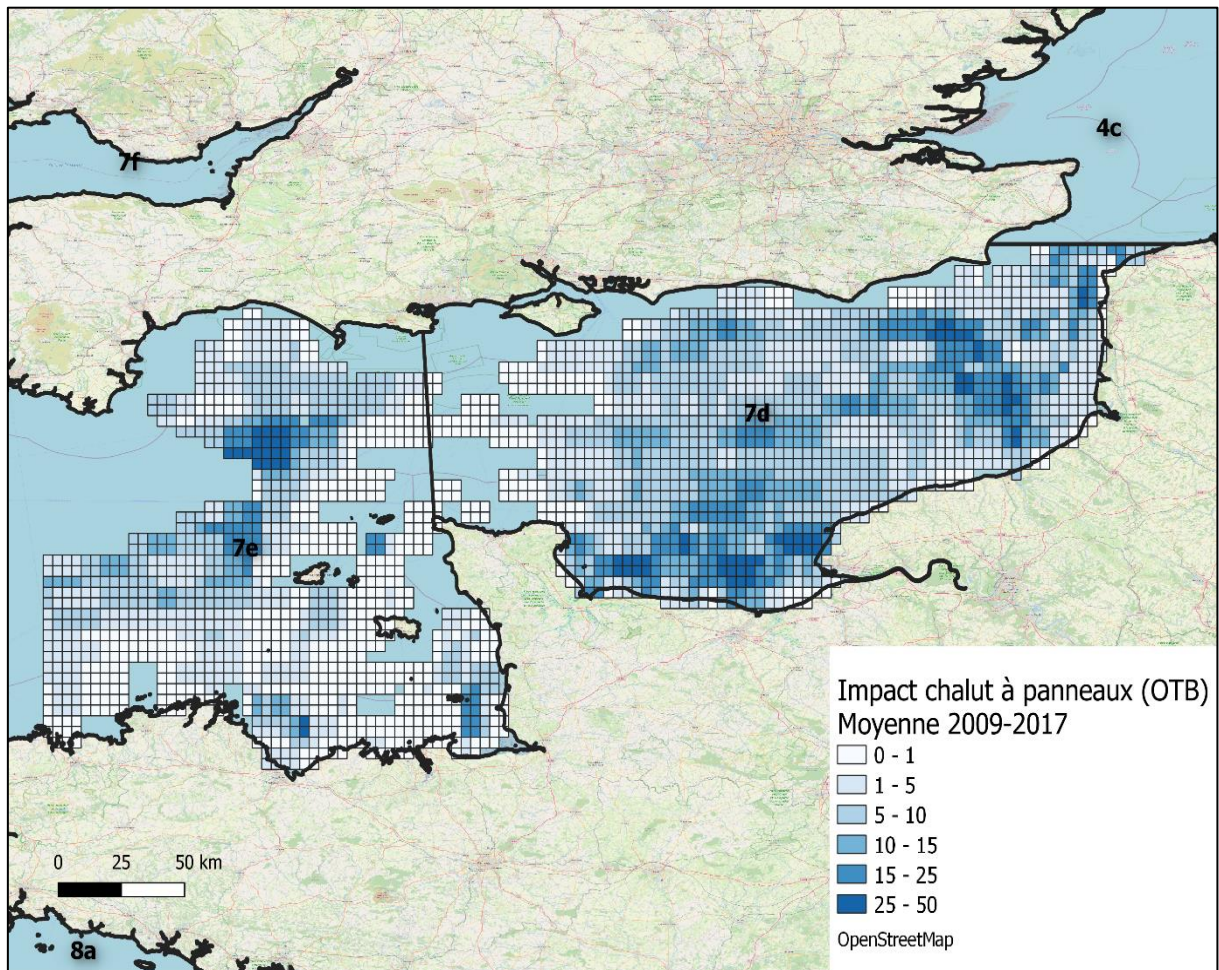


Figure 35 : Impact du chalut à panneaux (OTB) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$. L'impact du chalut à panneaux (= Indice d'impact [OTB]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne ($SAR.an^{-1}$). Données ICES 2019.

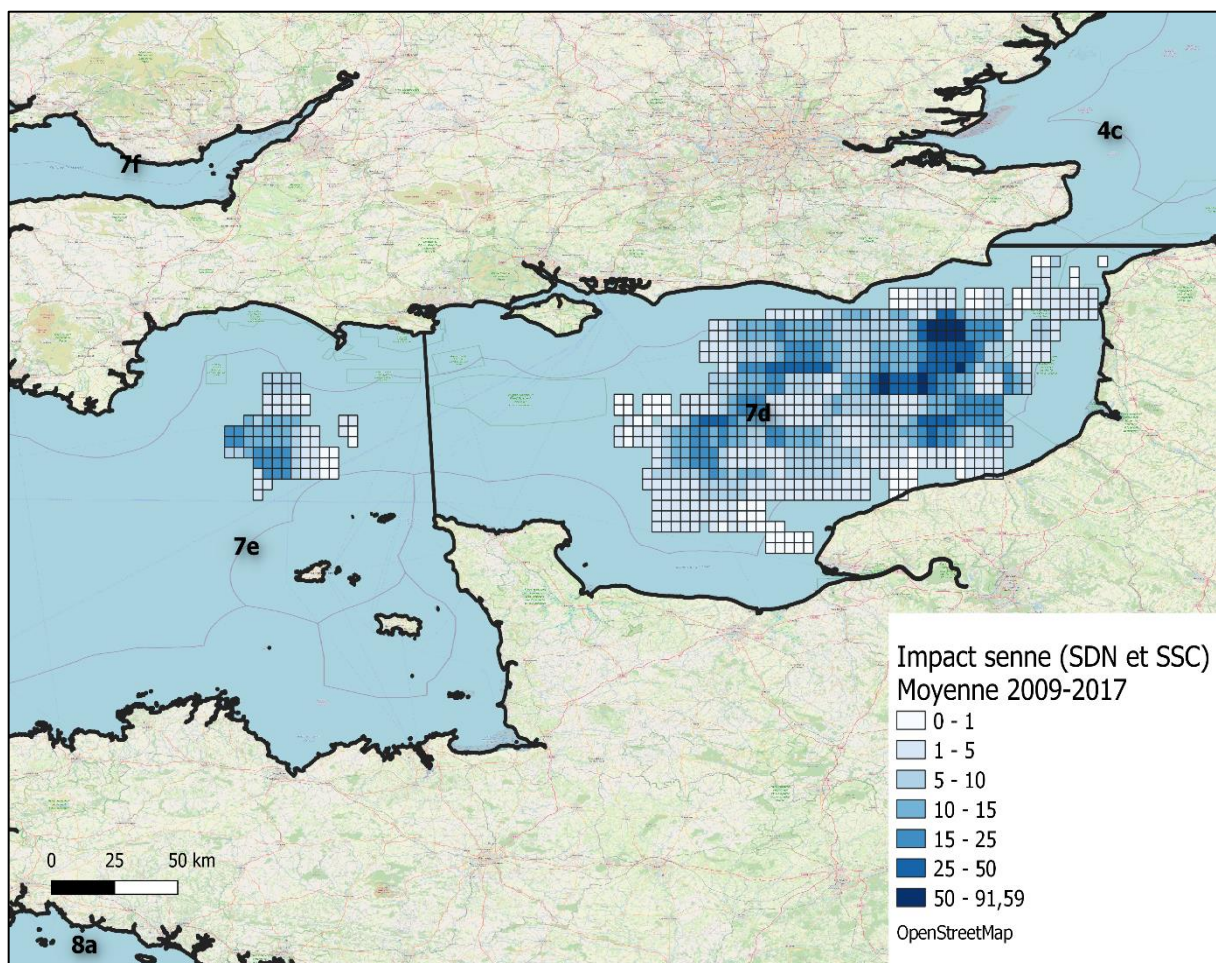


Figure 36 : Impact des sennes (SSC et SDN) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$. L'impact de la senne (= Indice d'impact [SDN et SSC]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne ($SAR \cdot an^{-1}$). Données ICES 2019.

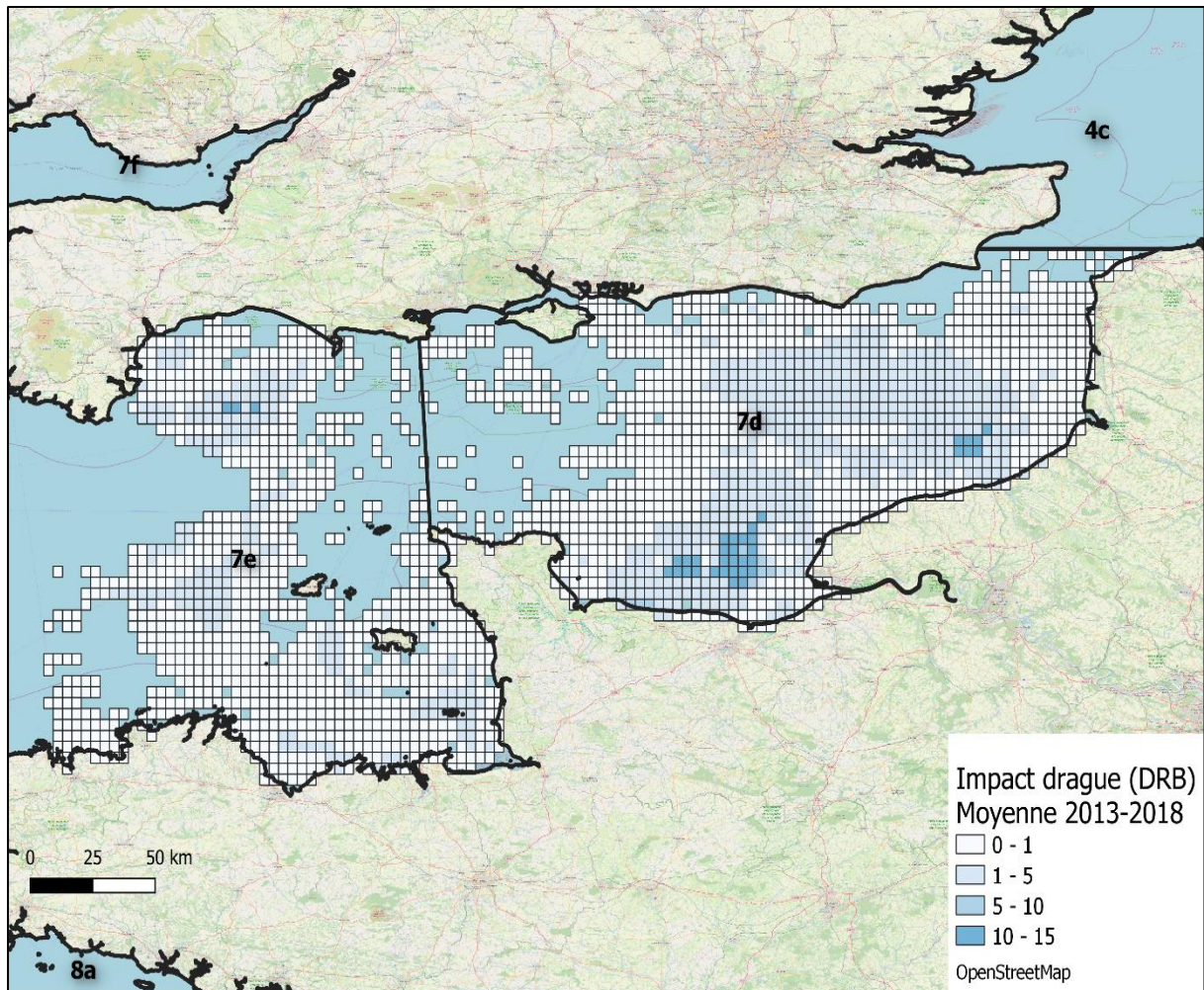


Figure 37 : Impact de la drague (DRB) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2013-2018 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIId, sur une grille de résolution spatiale de 0.05° x 0.05°. L'impact de la drague (= Indice d'impact [DRB]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne ($SAR \cdot an^{-1}$). Données ICES 2019.

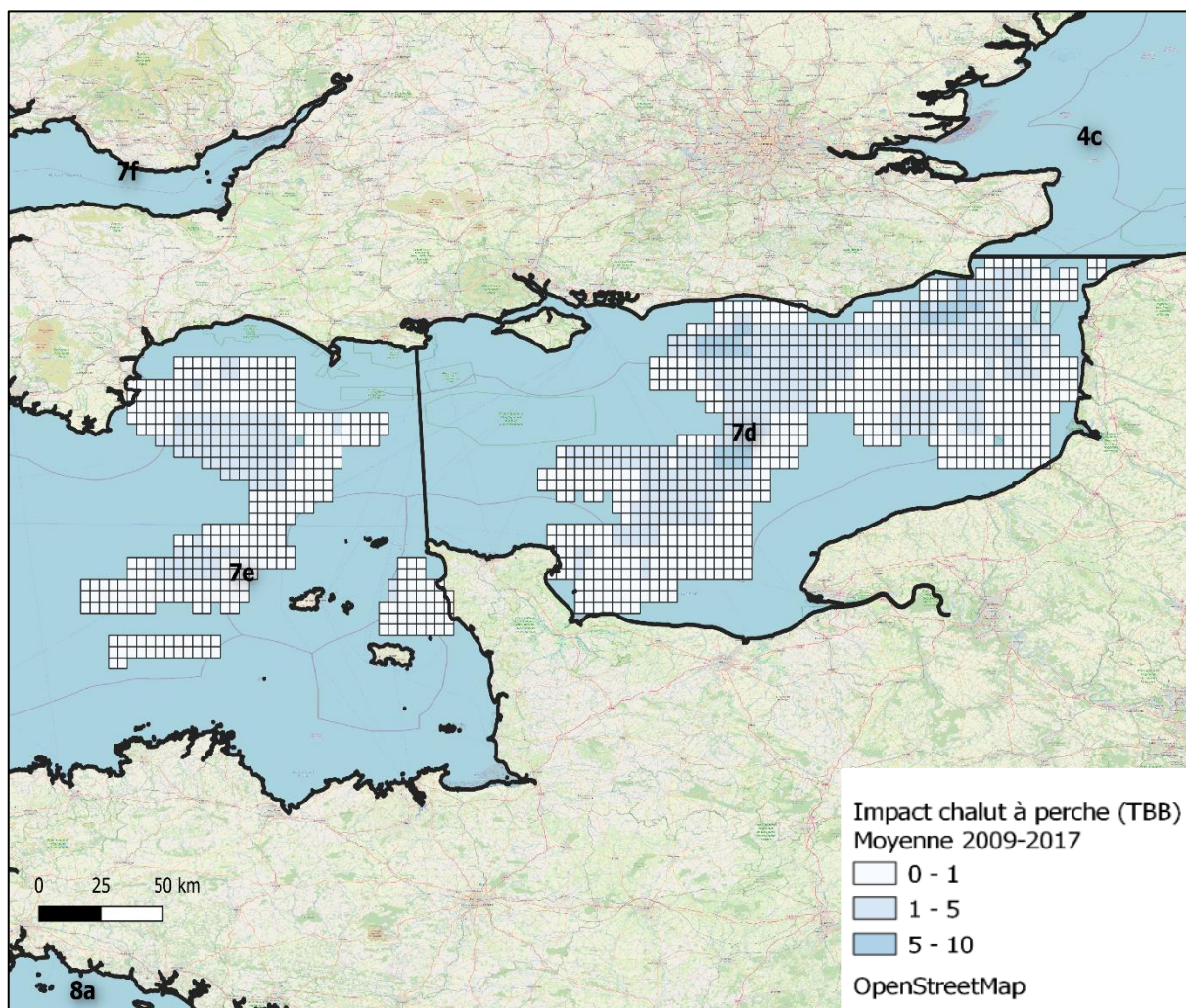


Figure 38 : Impact du chalut à perche (TBB) considérant les risques pour les différents habitats et l'intensité de pêche moyenne entre 2009-2017 pour tous les navires européens en zones VIIe et VIII, sur une grille de résolution spatiale de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$. L'impact du chalut à perche (= Indice d'impact [TBB]) est calculé pour un habitat donné en multipliant le coefficient de risque (R) de l'habitat considéré par l'intensité de pêche moyenne ($SAR.an^{-1}$). Données ICES 2019.

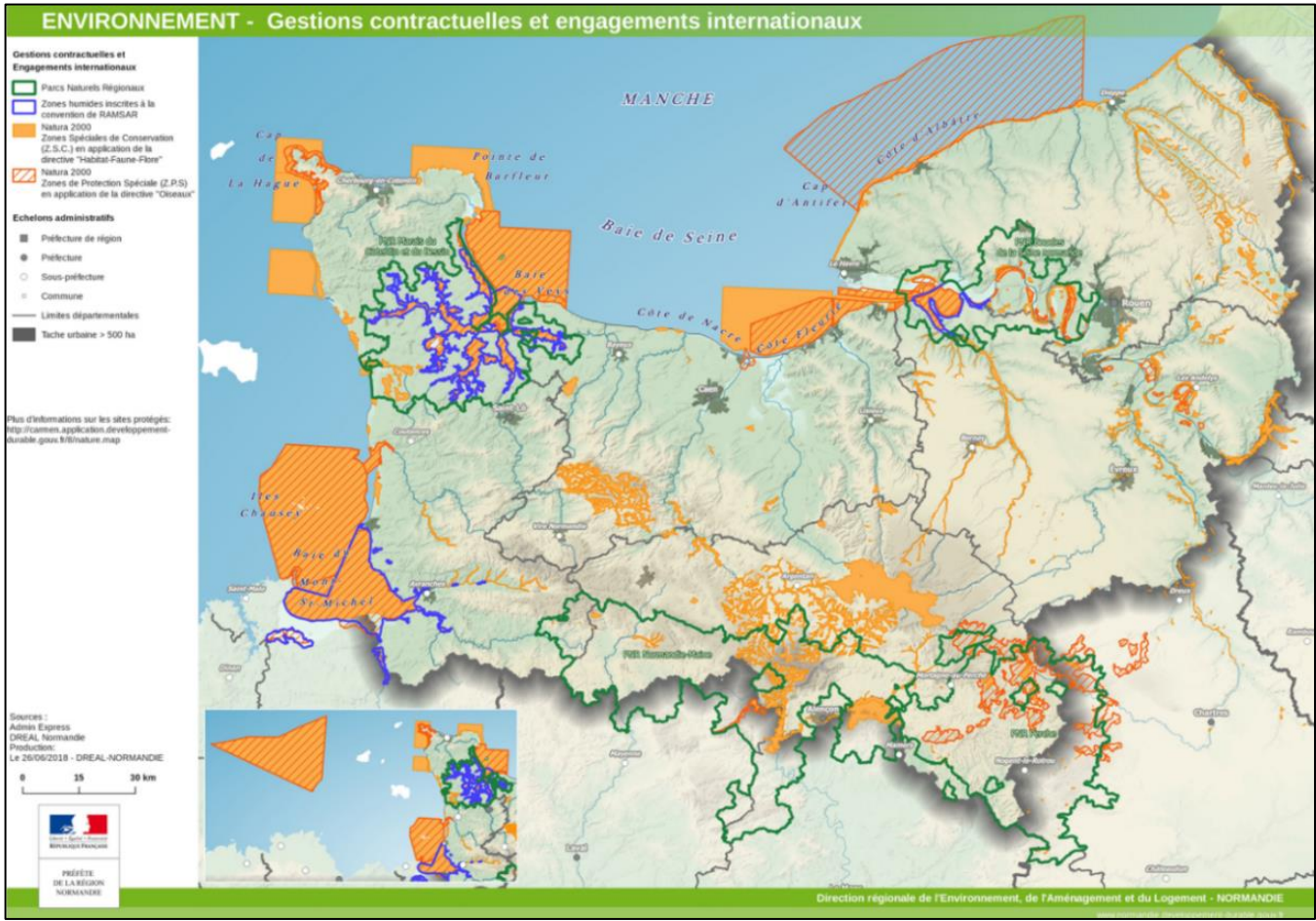


Figure 39 : Carte de zones Natura 2000 (DREAL Normandie, D. 2019).

Tableau 10 : Avis de gestion du CIEM en réduction d'effort de pêche et leurs conséquences monétaires et réduction de surface disponible à la pêche pour chaque habitat. Informations issues du CIEM (ICES, 2021).

	Habitat EUNIS	A5.15	A5.14	A5.25/A5.26	A5.27
% de surface protégée	Surface de chaque habitat	27.22	10.05	4.54	2.62
0.05	Réduction Surface pêchée (%)	<0.1	0.0	<0.1	0.9
	Réduction Valeur (%)	<0.1	0.0	<0.1	1.4
0.1	Réduction Surface pêchée (%)	0.2	<0.1	0.2	2.7
	Réduction Valeur (%)	0.2	<0.1	0.7	3.5
0.2	Réduction Surface pêchée (%)	0.6	<0.1	1.4	7.6
	Réduction Valeur (%)	0.4	0.2	2.5	10.4
0.3	Réduction Surface pêchée (%)	2.2	0.4	4.0	13.2
	Réduction Valeur (%)	1.9	1.1	6.0	16.7
0.4	Réduction Surface pêchée (%)	5.7	1.4	7.3	19.4
	Réduction Valeur (%)	6.2	3.1	10.0	23.5
0.5	Réduction Surface pêchée (%)	10.6	3.0	11.4	28.2
	Réduction Valeur (%)	12.4	5.7	14.2	36.7
0.6	Réduction Surface pêchée (%)	17.4	6.6	18.4	37.0
	Réduction Valeur (%)	22.8	11.2	22.7	46.6
0.7	Réduction Surface pêchée (%)	27.1	12.5	27.7	47.8
	Réduction Valeur (%)	36.2	18.1	34.2	56.7
0.8	Réduction Surface pêchée (%)	40.2	23.1	40.7	59.2
	Réduction Valeur (%)	52.5	28.3	44.9	69.7
0.9	Réduction Surface pêchée (%)	59.7	43.4	62.1	76.9
	Réduction Valeur (%)	72.5	52.7	68.0	85.3

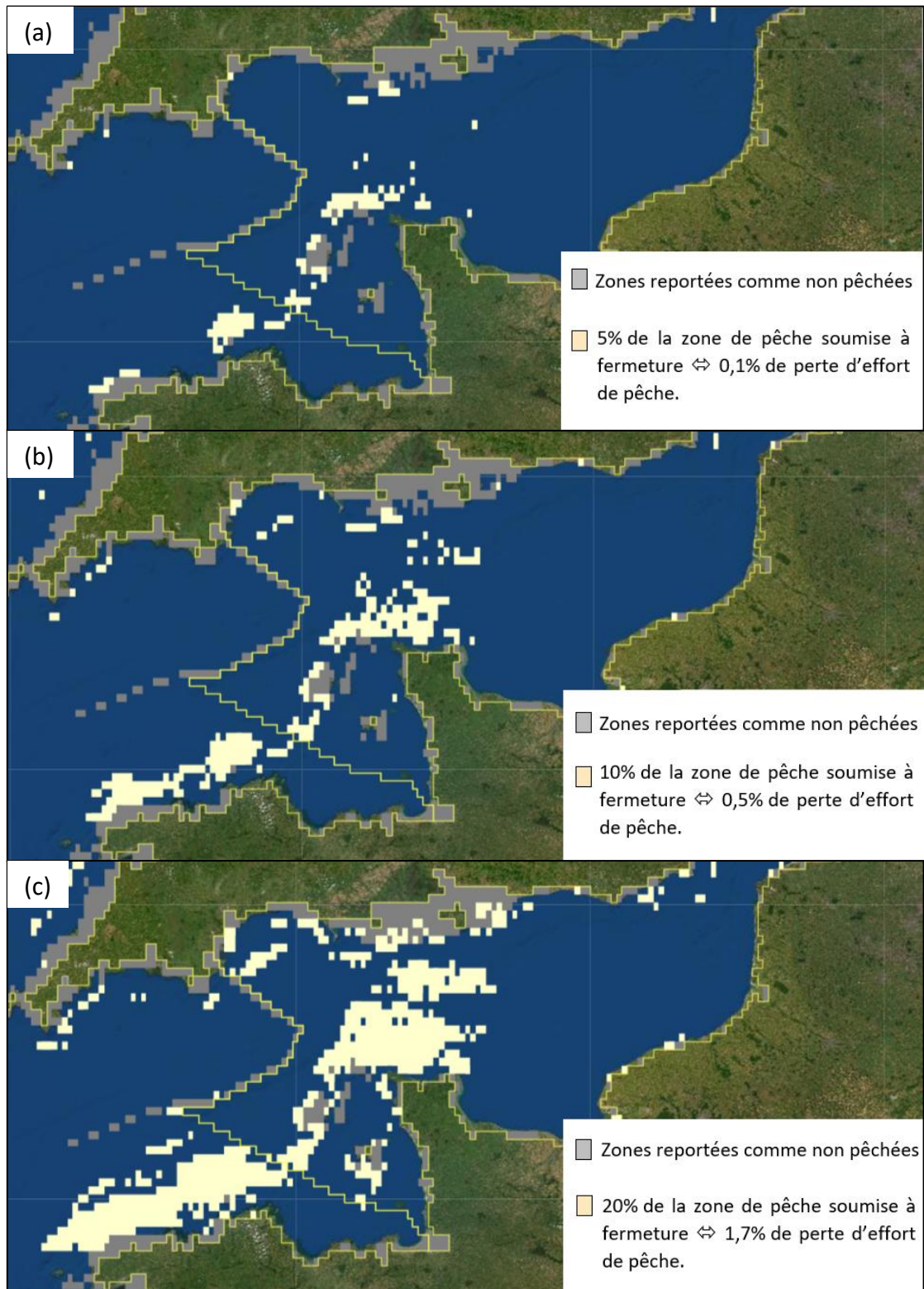


Figure 40 : Propositions de gestion du CIEM pour diminuer les impacts des arts traînants (ICES, 2021). Les cellules en beige représentent la surface soumise à des fermetures, les cellules en gris représentent des surfaces reportées comme non pêchées par le CIEM. (a) : Fermeture de 5% de la surface chaque habitat. (b) : Fermeture de 10% de chaque habitat. (c) : Fermeture de 20% de chaque habitat.

6. Discussion

6.1. Etat des lieux et lacunes

1. L'effort de pêche en Manche est caractérisé mais la quantification de ses effets demeure encore imprécise. Afin de suivre et maîtriser l'impact des engins de pêche sur les habitats, il est important de connaître et d'appréhender la vulnérabilité, la résistance, la sensibilité et la résilience des habitats qui subissent ces différentes intensités de pêche. Bien comprendre les impacts de la pêche sur les écosystèmes benthiques est d'autant plus important en Manche car la production benthique y est dominante (Cresson *et al.*, 2020).

2. Les informations acquises dans le cadre de cette étude suggèrent que les habitats de la Manche subissent depuis longtemps une pression de pêche très importante. En revanche, les changements et la réduction de leurs fonctionnalités ne sont pas assez documentés. Bien évaluer les impacts reste donc assez difficile au vu du manque d'informations sur l'état de référence des habitats et leur fonctionnement optimal. Les indices disponibles jusqu'à présent nous renseignent sur la sensibilité des habitats mais ne prennent pas en considération les interactions entre les différentes composantes qui constituent des habitats, alors qu'elles peuvent s'avérer primordiales pour comprendre les effets de la pêche sur les fonds marins et les ressources halieutiques.

3. Actuellement, les communautés benthiques de la Manche semblent être relativement résistantes à la pêche. Ce constat peut provenir du fait que les communautés observées aujourd'hui sont celles qui ont pu s'adapter ou résister à la pression de pêche appliquée depuis des siècles mais qui se sont également naturellement adaptées au fort hydrodynamisme qui caractérise la Manche. Démêler les effets des perturbations naturelles des effets anthropiques reste très compliqué (Dupaix *et al.*, 2021 ; Foveau *et al.*, 2017 ; Jac *et al.*, 2020b ; Mérillet *et al.*, 2020), ce qui rend la compréhension des impacts de la pêche plus difficile. Un des plus grands obstacles pour une gestion efficace est le manque d'information sur les seuils au-delà desquels les communautés seraient tellement dégradées qu'elles seraient remplacées par une communauté semi-naturelle totalement adaptée à la pression (Laffargue & Vaz, 2021). En Manche en particulier, les seuils sont très difficiles à établir car on ne connaît pas l'état vierge ni l'état de référence des communautés. Il est donc impossible d'évaluer si celles-ci ont déjà été remplacées ou non. Des états de référence pourraient être obtenus en utilisant certaines mesures de gestion déjà mises en place, par exemple lorsqu'une zone est mise en jachère et qu'elle n'est pas draguée pendant une saison de pêche, comme pour la coquille Saint-Jacques en baie de Seine. L'évolution des communautés benthiques pendant cette période devrait être suivie, ce qui donnerait des indices sur le temps de récupération et la résilience du milieu. Sur la base de ces observations sur la dynamique de la restauration du milieu, il serait peut-être possible d'établir des seuils d'impact acceptables où les habitats se verraient certes perturbés mais resteraient fonctionnels.

4. Pour mieux gérer les écosystèmes et mettre en œuvre une gestion basée sur la sensibilité des habitats, des cartes plus détaillées et un suivi plus précis de ces habitats sont nécessaires, en reconnaissant que cela reste un processus chronophage et coûteux. Les calculs

d'indices comme le TDI, basés sur les données d'observation *in situ*, devraient être réalisés à des intervalles plus réguliers pour voir en temps réel si la distribution des espèces sensibles change en réponse à l'effort de pêche. Pour cela, les informations recueillies annuellement par les campagnes CGFS (Chanel Ground Fish Survey) et IBTS (International Bottom Trawl Survey) pourraient être utiles. Actuellement, aucun indice d'impact n'intègre l'endofaune et l'épifaune (Eigaard, communication personnelle). Le TDI est basé sur l'épifaune, plus facile à collecter et directement impactée par l'action de chalutage. La question de la pertinence d'inclure l'endofaune dans les indices est posée, étant donné le coût induit par la collecte de cette donnée à l'aide d'engins spécifiques (bennes) et nécessitant un travail fastidieux de dépouillement en laboratoire. Par ailleurs, le nouvel indice d'impact calculé dans ce rapport est encore trop dominé par les niveaux d'intensité de pêche reportés et insuffisamment par les risques associés aux différents habitats. Un indice d'impact plus pertinent pourrait ainsi être développé en utilisant des risques associés à des habitats définis à un niveau EUNIS 5 ou 6 pour lesquels les compositions faunistiques et floristiques sont prises en considération.

5. De même, on doit pouvoir comprendre les effets cumulés sur les écosystèmes en tenant compte des interactions entre espèces (Fu *et al.*, 2018). Le changement climatique doit aussi être intégré dans les futures évaluations d'impact et de résilience ; une hausse des températures ayant le potentiel d'affecter la sensibilité des communautés benthiques (Planque *et al.*, 2010 ; Thrush *et al.*, 2021 ; Weinert *et al.*, 2021). De même, les effets cumulés de toutes les pressions anthropiques auxquelles la Manche est soumise devraient être pris en considération pour aboutir à des stratégies de gestion efficaces. Le groupe d'intérêt scientifique (GIS) ECUME (Effets CUMulés en MER), mis en place début 2021, vise à proposer une démarche scientifique et une méthodologie permettant d'acquérir des connaissances sur les impacts cumulés des activités humaines dans les environnements côtiers. Les résultats et les projets scientifiques issus de ce GIS seront très utiles pour aboutir à une pêche durable et à des écosystèmes assurant les services écosystémiques.

6.2. Actions à engager pour une pêche durable

6. L'industrie halieutique doit progresser dans ses efforts pour protéger les fonds marins afin de devenir une industrie plus durable et responsable. Cependant, les politiques de gestion à mettre en place doivent aussi tenir compte de la définition de durabilité de la FAO (Food Agriculture Organization) et de la DSCMM, ce qui implique de considérer pleinement le volet socio-économique. Ainsi, si des mesures pour réduire l'impact des engins peuvent s'avérer nécessaires sur certains habitats, celles-ci doivent pouvoir s'appuyer sur un travail scientifique prenant en compte les intérêts et les besoins des professionnels de la pêche. Les scénarios de gestion proposés par le CIEM pourraient être discutés dans le milieu professionnel pour évaluer leur faisabilité et les adapter au mieux aux besoins des pêcheurs de la Manche. De plus, bien que l'évaluation des impacts requière de considérer tous les engins traînants pour intégrer leurs effets cumulés sur les fonds marins, il est important d'évaluer les impacts spécifiques à chaque engin pour essayer d'aboutir à des certifications durables telles que celles développées par le MSC (Marine Stewardship Council).

7. La modification des engins de pêche peut limiter leur impact sur les habitats benthiques. Par modélisation, Smeltz *et al.* (2019) ont démontré que certaines adaptations des engins de pêche peuvent réduire de 24% leur impact sur les fonds. Ces changements sont généralement de nature à diminuer également la consommation de carburant. Plusieurs aspects des chaluts et des dragues pourraient ainsi être remaniés pour limiter leur contact avec les fonds ce qui réduirait l'abrasion. En revanche, ces modifications ne doivent pas réduire l'efficacité de l'effort de pêche ce qui risquerait d'être compensé par une augmentation du temps de pêche (McConnaughey *et al.*, 2020) et se traduirait par une intensité plus élevée. En France, le projet REVERSE, piloté par l'IFREMER, a développé des panneaux pélagiques pour les chaluts de fond. Ces chaluts modifiés éliminent l'impact des panneaux sur le fond et réduisent la consommation de carburant d'environ 10% (Vincent, 2018). Ils ont été testés par plusieurs navires professionnels sans réduction de l'efficacité de capture (Vincent, communication personnelle). De même la drague modifiée « N-Virodredge™ », dont les dents plus fines et à ressorts viennent remplacer les dents fixes de la drague traditionnelle, est présentée par ses développeurs comme étant moins impactante pour les fonds marins. Cette drague a été testée en Normandie. Les résultats de ces tests ont montré une diminution de la consommation de carburant d'au moins 20% et une capture en moyenne équivalente, mais beaucoup plus variable (Filippi, 2013 ; Vimard, 2011).

8. Des modifications d'engins pour augmenter leur sélectivité et leur efficacité pourraient aussi réduire leur impact sur les fonds marins (de Juan *et al.*, 2020 ; McConnaughey *et al.*, 2020). En 2020, la France a augmenté le diamètre des anneaux des dragues à 97 mm, ce qui a permis de raccourcir le temps de tri des coquilles St-Jacques et de diminuer les rejets de 17% (Foucher *et al.*, 2020). La réduction des rejets engendre également moins de prises accessoires. L'augmentation de la taille des anneaux induit une pêche plus efficace qui réduit ainsi l'impact sur les fonds (McConnaughey *et al.*, 2020). Le projet français « GAME OF TRAWLS » développe un couplage avec l'intelligence artificielle pour améliorer la sélectivité des engins de pêche et montre qu'en installant un dispositif pour améliorer la sélectivité à l'entrée du chalut, les impacts sur les fonds marins pourraient être réduits (Game of Trawls, 2020).

9. Des mesures spatiales pour limiter les impacts sur le fond marin sont également envisageables, comme diminuer l'intensité voire interdire la pêche sur les habitats considérés comme les plus vulnérables et sensibles. Les indices tels que le TDI et le PDS ([Figure 29](#) et [31](#)) représentent de bonnes bases pour visualiser la sensibilité des habitats mais des cartes à une échelle plus fine sont nécessaires pour mettre en place un système de gestion adéquat. De manière optimale, ces décisions doivent être prises en tenant compte de l'association entre des espèces ciblées et des habitats. Des quotas pour les pêcheurs sur les habitats sensibles pourraient aussi être mis en place, un temps de pêche plus élevé serait en revanche autorisé sur des habitats moins vulnérables en contrepartie (McConnaughey *et al.*, 2020, Batsleer *et al.*, 2018). Comme preuve de concept, en France, le temps de pêche à la coquille Saint-Jacques a fortement diminué depuis les années 90 (Leblanc *et al.*, 2011) ce qui s'est traduit par une augmentation de la ressource halieutique (Foucher & Varenne, 2021) témoignant de l'efficacité des politiques de gestion. De même, les 3 milles nautiques côtiers sont protégés, la pêche au chalut de fond y étant interdite sauf dérogation, ce qui a pour effet la protection des

fonds marins et des nourriceries côtières des effets de la pêche. La protection renforcée de ces zones pourrait entraîner une augmentation de la production des espèces d'intérêt commercial (Champagnat *et al.*, 2021). Les navires coquillards devant émettre des signaux VMS toutes les 15 minutes pourraient permettre de cartographier avec beaucoup de précision l'impact résultant de la pêche de cette espèce. Cette cartographie précise serait un pas en avant pour observer plus en détail les impacts et identifier les zones de pêche marginales, moins impactées, candidates à une meilleure préservation.

10. Des sites Natura 2000 existent également en Normandie ([Figure 39](#)) protégeant 7 750 km² sur le domaine marin (DREAL Normandie, 2019) où les activités sont surveillées. Cependant, les effets de ces zones protégées ne sont pas encore très bien documentés dans cette région, même si l'importance des aires marines protégées (AMP) est reconnue mondialement (Claudet *et al.*, 2008 ; Lester *et al.*, 2009 ; Lubchenco *et al.*, 2003). Néanmoins, les AMP ne sont pas systématiquement synonymes d'une protection efficace (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015). En effet, sur la façade Manche-Atlantique, près de 40% de la surface de la ZEE bénéficie d'une forme de protection pouvant être considérée comme une AMP mais seule une vingtaine de km² bénéficient réellement de mesures de protections fortes limitant l'accès de la pêche (Claudet *et al.*, 2021) et aucune de ces réglementations ne s'applique en Manche-Est et dans le golfe normand-breton. Enfin, si des efforts sont mis en place pour protéger les habitats vulnérables/sensibles, des efforts manquent encore pour protéger les habitats plus communs mais tout aussi importants (Laffargue & Vaz, 2021).

11. Au niveau international, les travaux du CIEM sur le sujet des impacts de la pêche sont à suivre et mieux intégrer dans les réflexions. En effet, un groupe de travail permanent existe sur l'étude des impacts des engins sur la faune benthique (Working Group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs - WGFBIT) et des avis en réponse à des requêtes spécifiques sont disponibles. A titre d'illustration, en 2021, le CIEM a publié en ligne un avis de gestion pour 4 habitats (A5.15, A5.14, A5.25/A5.26 et A5.27). Cet avis consiste en une gestion multi-objectifs veillant à réduire l'effort de pêche voire l'interdire sur certaines surfaces en prenant en compte la perte en effort de pêche et de chiffre d'affaires que ces mesures impliqueraient ([Tableau 9](#)). Par exemple, diminuer l'effort de pêche sur l'habitat A5.15 de 5% représenterait une perte de moins de 10% de chiffre d'affaires et de production. Pour aboutir à une fermeture de 5%, 10% et 20% de la surface de chaque habitat, les grilles que le CIEM propose pour leur fermeture peuvent être vues en [Figure 40](#). Le CIEM montre plusieurs scénarios de fermeture de zones de pêche. En choisir un n'est pas si facile car les problématiques écologiques et socio-économiques doivent être intégrées. L'opinion des pêcheurs est aussi à prendre en considération, la réponse des professionnels de la pêche à certaines mesures de gestion pourrait avoir des effets controversés (Tidd *et al.*, 2015). Par exemple, la fermeture d'une zone pourrait conduire à déplacer l'effort de pêche sur une autre plus vulnérable ou sur des zones jusqu'ici non pêchées. Cela contrecarrerait les efforts de préservation car les premiers traits de chalut/drague sur un habitat sont ceux qui ont l'impact le plus important (Hiddink *et al.*, 2006 ; Kaiser *et al.*, 2006).

7. Conclusion

La pêche, comme toute industrie exploitante, a des conséquences sur le milieu marin et les impacts engendrés doivent être quantifiés pour accompagner le développement d'une pêche responsable et durable. Afin de comprendre l'impact des engins de pêche aux arts traînants sur les fonds marins de la Manche, le projet IPREM en a décrit les principales composantes, tant sur les caractéristiques physiques du milieu que sur les communautés benthiques, produit des cartes de spatialisation d'effort de pêche et d'impacts en utilisant plusieurs indicateurs issus de la bibliographie et de groupes d'experts internationaux.

L'effort de pêche en Manche est donc indéniable et les communautés présentes reflètent les assemblages d'espèces ayant pu résister à cette pression de pêche élevée. De plus, il apparaît que le fort hydrodynamisme de la Manche peut conférer une résistance plus forte des communautés benthiques présentes et naturellement adaptées à ces conditions. Cependant, la quantification des effets de la pêche demeure encore incertaine car on ne sait pas jusqu'à quel niveau les communautés benthiques de la Manche sont résistantes et résilientes à l'intensité de pêche. En effet, on ne connaît pas les seuils au-delà desquels les écosystèmes pourraient subir des dommages irréversibles.

Pour autant, des mesures doivent être mises en place pour réduire l'impact des engins de pêche sur le fond tout en continuant d'approfondir les connaissances. Elle permet en outre d'évaluer la nécessité de prendre des mesures de gestion complémentaires en considérant, dans la mesure du possible, les aspects multifactoriels des impacts environnementaux et notamment ceux liés aux effets cumulatifs des autres activités anthropiques et du changement climatique.

Pour donner suite au travail IPREM, plusieurs axes de recherche peuvent être envisagés :

- **Mieux définir les états de référence des habitats** : Quel état veut-on préserver et quel est son fonctionnement ? Est-ce que des efforts de restauration peuvent déboucher sur un gain de productivité du milieu ?
- **Mieux caractériser les interactions des engins de pêche et des habitats** en particulier dans des sites protégés comme NATURA 2000 en utilisant une classification plus précise des habitats, de type EUNIS 5 ou 6.
- **Mieux définir la sensibilité des habitats présents en Manche** (l'échelle des habitats reste à définir – plus l'échelle est fine, plus le processus est chronophage et coûteux). Pour bien définir la résilience, la connectivité des habitats doit aussi être étudiée. Les deux aspects de la sensibilité doivent être pris en compte, à savoir : le temps de récupération (la résilience) et la quantité de perturbations que les habitats peuvent subir (la résistance) avant de basculer dans un état alternatif potentiellement appauvri (biodiversité, services écosystémiques, valeur patrimoniale, productivité halieutique, etc.).
- **Mieux suivre les populations benthiques** (épifaune et endofaune dans la mesure du possible) des zones déjà fermées aux arts traînants telles que : l'espace fermé autour des îles Chausey ou la zone mise en jachère en baie de Seine pour la pêche à la coquille Saint-Jacques pour mieux en identifier les bénéfiques. D'autres zones

pourraient ainsi être considérées pour d'éventuelles fermetures, en concertation avec toutes les parties prenantes.

- **Mieux caractériser les effets immédiats de la pêche et le temps de récupération des habitats**, via l'utilisation des méthodologies BACI ou des études de gradient de pêche. L'idée étant de mieux suivre l'évolution de la proportion de la faune considérée comme sensible au fil des années dans les différentes zones subissant des intensités de pêche différentes. Ces informations seraient primordiales pour évaluer et anticiper un possible changement dans les communautés et leur fonctionnement.
- **Mieux comprendre les interactions entre les différentes espèces et comment la pêche affecte ces relations et les réseaux trophiques.**
- **Mieux caractériser les effets cumulatifs des impacts de l'ensemble des activités humaines et du réchauffement climatique sur les évolutions de l'environnement marin.**

L'évolution des engins de pêche est également un axe stratégique important, à poursuivre par la filière, à la fois pour chercher à réduire globalement l'abrasion des fonds marins et pour diminuer l'impact carbone de leur usage. C'est un des moyens de répondre aux ambitions de la PCP qui précise que la durabilité de l'industrie halieutique doit reposer sur des avis scientifiques sérieux et sur le principe de précaution. Pour autant, ces évolutions des matériels de pêche doivent aussi passer par une phase de diagnostic et de suivi scientifique afin d'en démontrer les avantages et de convaincre les pêcheurs de les utiliser.

Les cartes d'abrasion et d'indices d'impact qui ont été produites dans le cadre de l'étude IPREM serviront à orienter ces futurs axes de recherche. Elles contribueront notamment à l'élaboration de campagnes scientifiques d'échantillonnage adaptées pour le suivi des communautés benthiques, identifiées comme le principal moyen d'aboutir à une meilleure connaissance et une meilleure maîtrise des impacts des engins de pêche sur les fonds marins.

Ces cartes, les travaux à conduire et les mesures de gestion qui pourront en découler pour réduire l'impact de la pêche sur le fond marin contribueront enfin à la conduite des projets d'amélioration ou de certification de pêcheries que portent la filière halieutique.

8. Références

- Act, A. (2007). Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. *Public Law, 94*, 265.
- Andres, S., Pezy, J.-P., Martinez, M., Baffreau, A., Noémie, B., Méar, Y., & Dauvin, J.-C. (2020). Soft Bottom Macrobenthic Communities in Sandy Enclaves from the North Cotentin Peninsula (Central English Channel). 9. <https://doi.org/10.4172/2324-8661.1000210>.
- Anonymous (1991). Report of the study group on ecosystem effects of fishing activities, International Council, for the Exploration of the Sea, C.M. 1991/G: 7.
- Auster, P. J. (1998). A Conceptual Model of the Impacts of Fishing Gear on the Integrity of Fish Habitats. *Conservation Biology, 12*(6), 1198-1203. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.0120061198.x>.
- Batsleer J., Marchal Paul, Vaz Sandrine, Vermard Youen, Rijnsdorp A. D., Poos J. J. (2018). Exploring habitat credits to manage the benthic impact in a mixed fishery. *Marine Ecology Progress Series, 586*, 167-179. Publisher's official version: <https://doi.org/10.3354/meps12392>.
- Baux, N., Pezy, J.-P., Bachelet, Q., Baffreau, A., Méar, Y., Poizot, E., Guyonnet, B., & Dauvin, J.-C. (2017). Soft bottom macrobenthic communities in a semi-enclosed Bay bordering the English Channel: The Rade de Cherbourg. *Regional Studies in Marine Science, 9*, 106-116. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.11.010>.
- Belsher, T., Hamon, D., & Cabioch, L. (1976). *Etude écologique d'avant-projet sur le site de Flamanville*. 136.
- Biseau, A. (2021). Diagnostic 2020 sur les ressources halieutiques débarquées par la pêche française (métropolitaine). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00744/85630/>.
- Blanchard, M. (2012). Impacts cumulatifs des pertes et dommages physiques. Sous-région marine Méditerranée occidentale. Evaluation initiale DCSMM. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00331/44221/>.
- Blyth, R. E., Kaiser, M. J., Edwards-Jones, G., & Hart, P. J. B. (2004). Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. *Journal of Applied Ecology, 41*(5), 951-961. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00945.x>.
- Bolam, S. G., Coggan, R. C., Eggleton, J., Diesing, M., & Stephens, D. (2014). Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait approach. *Journal of Sea Research, 85*, 162-177. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.05.003>.
- Bolam, S. G., Eggleton, J., Smith, R., Mason, C., Vanstaen, K., & Rees, H. (2008). Spatial distribution of macrofaunal assemblages along the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 88*(4), 675-687. <https://doi.org/10.1017/S0025315408001276>.
- Breuer, M. E. G. (2021). *La politique commune de la pêche : Origines et évolution*. 6.
- Bridger, J. P. (1972). Some observations on the penetration into the sea bed of tickler chains on a beam trawl, International Council for the Exploration of the Sea CM 1912/B: 7, 9pp.

Brivois, O., Desmazes, F., Maspataud, A., & Masson, F. (2019). Synthèse de l'évaluation de l'atteinte du bon état écologique au titre du descripteur 6 « Intégrité des fonds marins » (critères D6C1, D6C2 et D6C3) par façade maritime. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00490/60202/>.

Brown, E. J., Finney, B., Dommissé, M., & Hills, S. (2005). Effects of commercial otter trawling on the physical environment of the southeastern Bering Sea. *Continental Shelf Research*, 25(10), 1281-1301. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.12.005>.

Buhl-Mortensen, L., Aglen, A., Breen, M., Buhl-Mortensen, P., Ervik, A., Husa, V., Løkkeborg, S., Røttingen, I., & Stockhausen, H. H. (2013). Effekter av fiskeri og havbruk på bunn og bunnfauna : Oppfølging og forslag til nye forvaltningstiltak.

Buhl-Mortensen, L., Ellingsen, K. E., Buhl-Mortensen, P., Skaar, K. L., & Gonzalez-Mirelis, G. (2016). Trawling disturbance on megabenthos and sediment in the Barents Sea: Chronic effects on density, diversity, and composition. *ICES Journal of Marine Science*, 73(suppl_1), i98-i114. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv200>.

Cabioch, L. (1968). Contribution à la connaissance de la faune des Spongiaires de la Manche occidentale. Démosponges de la région de Roscoff. *Cahiers de Biologie marine*, 9(2), 211-246.

Cabioch, L. (1977). Distribution des peuplements benthiques en manche orientale, du cap d'antifer a la baie de somme.

Capasso, E., Jenkins, S. R., Frost, M., & Hinz, H. (2010). Investigation of benthic community change over a century-wide scale in the western English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(6), 1161-1172. Scopus. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991020>.

Carpentier, A., Coppin, F., Curet, L., Dauvin, J.-C., Delavenne, J., Dewarumez, J.-M., Dupuis, L., Foveau, A., Garcia, C., Gardel, L., Harrop, S., Just, R., Koubbi, P., Lauria, V., Martin, C., Meaden, G., Morin, J., Ota, Y., Rostiaux, E., ... Warembourg, C. (2009). *Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale—CHARM II, Channel Habitat Atlas for marine Resource Management—CHARM II*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/7377/>.

Champagnat, J., Lecomte, J., Rivot, E., Douchet, L., Martin, N., Grasso, F., Mounier, F., Labadie, P., Loizeau, V., Bacq, N., & Le Pape, O. (2021). Multidisciplinary assessment of nearshore nursery habitat restoration for an exploited population of marine fish. *Marine Ecology Progress Series*, 680, 97-109. <https://doi.org/10.3354/meps13881>.

Clark, M. R., Althaus, F., Schlacher, T. A., Williams, A., Bowden, D. A., & Rowden, A. A. (2016). The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: A review. *ICES Journal of Marine Science*, 73(suppl_1), i51-i69. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv123>.

Claudet, J., Loiseau, C., & Pebayle, A. (2021). Critical gaps in the protection of the second largest exclusive economic zone in the world. *Marine Policy*, 124, 104379. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104379>.

Claudet, J., Osenberg, C. W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J.-A., Pérez-Ruzafa, Á., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.-M., Dimech, M., Falcón, J. M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P. J., Stobart, B., Vandeperre, F., ... Planes, S. (2008). Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11(5), 481-489. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01166.x>.

Coll, M., Palomera, I., & Tudela, S. (2009). Decadal changes in a NW Mediterranean Sea food web in relation to fishing exploitation. *Ecological Modelling*, 220(17), 2088-2102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.049>.

Collie, J. S., Escanero, G. A., & Valentine, P. C. (2000). Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna. *ICES Journal of Marine Science*, 57(4), 987-1001. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0584>.

Collie, J. S., Escanero, G., & Valentine, P. (1997). Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 159-172. <https://doi.org/10.3354/meps155159>.

Cranfield, H. J., Carbines, G., Michael, K. P., Dunn, A., Stotter, D. R., & Smith, D. J. (2001). Promising signs of regeneration of blue cod and oyster habitat changed by dredging in Foveaux Strait, southern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35(5), 897-908. <https://doi.org/10.1080/00288330.2001.9517052>.

Cresson, P., Chauvelon, T., Bustamante, P., Bănar, D., Baudrier, J., Le Loc'h, F., Mauffret, A., Mialet, B., Spitz, J., Wessel, N., Briand, M. J., Denamiel, M., Doray, M., Guillou, G., Jadaud, A., Lazard, C., Prieur, S., Rouquette, M., Sarau, C., ... Harmelin-Vivien, M. (2020). Primary production and depth drive different trophic structure and functioning of fish assemblages in French marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, 186, 102343. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102343>.

Currie, D. R., & Parry, G. D. (1996). Effects of scallop dredging on a soft sediment community: A large-scale experimental study. *Marine Ecology Progress Series*, 134, 131-150.

Dale, A. C., Boulcott, P., & Sherwin, T. J. (2011). Sedimentation patterns caused by scallop dredging in a physically dynamic environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(11), 2433-2441. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.024>.

Dauvin, J.-C. (2019). Chapter 6 - The English Channel: La Manche. In C. Sheppard (Éd.), *World Seas: An Environmental Evaluation (Second Edition)* (p. 153-188). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805068-2.00008-5>.

Dauvin, J.-C., & Lozachmeur, O. (2006). Mer côtière à forte pression anthropique propice au développement d'une Gestion Intégrée : Exemple du bassin oriental de la Manche (Atlantique nord-est). *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(3).

Davies, C. E., Moss, D., & Hill, M. O. (2004). *Eunis habitat classification revised 2004*. 310.

Day, L., Le Bris, H., Saulnier, E., Pinsky, L., & Brind'Amour, A. (2020). Benthic prey production index estimated from trawl survey supports the food limitation hypothesis in coastal fish nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 235, 106594. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106594>.

De Biasi, A. M. (2004). Impact of experimental trawling on the benthic assemblage along the Tuscany coast (north Tyrrhenian Sea, Italy). *ICES Journal of Marine Science*, 61(8), 1260-1266. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.07.024>.

De Borger, E., Tiano, J., Braeckman, U., Rijnsdorp, A. D., & Soetaert, K. (2021). Impact of bottom trawling on sediment biogeochemistry: A modelling approach. *Biogeosciences*, 18(8), 2539-2557. <https://doi.org/10.5194/bg-18-2539-2021>.

Degree (2010) Development of fishing Gears with Reduced Effects on the Environment. DEGREE EU Contract 022576 Final Publishable Activity Report.

De Groot, S. J. and Lindeboom, H. J. (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea, Netherlands Institute for Fisheries Research Report No. 1994-1 1, Texel, The Netherlands. 257 pp.

De Juan, S., & Demestre, M. (2012). A Trawl Disturbance Indicator to quantify large scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 183-190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.020>.

De Juan, S., Demestre, M., & Thrush, S. (2009). Defining ecological indicators of trawling disturbance when everywhere that can be fished is fished: A Mediterranean case study. *Marine Policy*, 33(3), 472-478. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.11.005>.

De Juan, S., Hinz, H., Sartor, P., Vitale, S., Bentes, L., Bellido, J. M., Musumeci, C., Massi, D., Gancitano, V., & Demestre, M. (2020). Vulnerability of Demersal Fish Assemblages to Trawling Activities: A Traits-Based Index. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00044>.

Dellapenna, T. M., Allison, M. A., Gill, G. A., Lehman, R. D., & Warnken, K. W. (2006). The impact of shrimp trawling and associated sediment resuspension in mud dominated, shallow estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69(3), 519-530. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.04.024>.

Denderen, P. D. van, Bolam, S. G., Hiddink, J. G., Jennings, S., Kenny, A., Rijnsdorp, A. D., & Kooten, T. van. (2015). Similar effects of bottom trawling and natural disturbance on composition and function of benthic communities across habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 541, 31-43. <https://doi.org/10.3354/meps11550>.

Diesing, M., Stephens, D., & Aldridge, J. (2013). A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), 1085-1096. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst066>.

Drabsch, S. (2001). Limited infaunal response to experimental trawling in previously untrawled areas. *ICES Journal of Marine Science*, 58(6), 1261-1271. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1105>.

DREAL Normandie, D. (2019, février 25). *Natura 2000 en Normandie*. <http://www.normandie.developpement-durable.gouv.fr/natura-2000-en-normandie-a2471.html>.

Dupaix, A., Mérillet, L., Kopp, D., Mouchet, M., & Robert, M. (2021). Using biological traits to get insights into the benthic-demersal community sensitivity to trawling in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, fsab011. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab011>.

Durrieu de Madron, X., Ferré, B., Le Corre, G., Grenz, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Buscail, R., & Bodiou, O. (2005). Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 25(19), 2387-2409. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.08.002>.

Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G. E., Hintzen, N. T., Laffargue, P., Mortensen, L. O., Nielsen, J. R., Nilsson, H. C., O'Neill, F. G., Polet, H., Reid, D. G., Sala, A., Sköld, M., Smith, C., Sørensen, T. K., Tully, O., Zengin, M., & Rijnsdorp, A. D. (2016). Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*, 73(suppl_1), i27-i43. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv099>.

Eigaard, O. R., Bastardie, F., Hintzen, N. T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., Dinesen, G. E., Egekvist, J., Fock, H. O., Geitner, K., Gerritsen, H. D., González, M. M., Jonsson, P.,

Kavadas, S., Laffargue, P., Lundy, M., Gonzalez-Mirelis, G., Nielsen, J. R., Papadopoulou, N., ... Rijnsdorp, A. D. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: Distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, 74(3), 847-865. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw194>.

Eleftheriou, A., & Robertson, M. R. (1992). The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30, 289-299. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(92\)90067-O](https://doi.org/10.1016/0077-7579(92)90067-O).

FAO (Éd.). (2016). *Contributing to food security and nutrition for all*.

FAO. (2020). *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2020 : La durabilité en action*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9229fr>.

FAO FISHSTATS (2020). <https://www.fao.org/fishery/statistics-query/en/home>.

Filippi T., 2013. Projet N-Virodredge – Etude technique comparative entre la drague anglaise et ladrague écossaise N-Virodredge à partir de marées commerciales et scientifiques. 56 pp <https://www.francefilerepeche.fr/wp-content/uploads/2021/09/Rapport-N-VIRODREDGE-2013.pdf>.

Foucher, E., Quinquis, J., & Ton, C. (2020). *SELEDRAG : Etude comparative de la sélectivité des dragues à coquilles Saint-Jacques Pecten maximus*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00614/72596/>.

Foucher, E., & Varenne, F. (2021). *Evaluation annuelle du stock de coquilles Saint-Jacques Pecten maximus de la baie de Seine. Résultats de la campagne scientifique COMOR 2020 10 au 16 septembre 2020 (1.0) [Pdf]*. Ifremer. <https://doi.org/10.13155/81588>.

Foveau, A. (2009). *HABITATS ET COMMUNAUTES BENTHIQUES DU BASSIN ORIENTAL DE LA MANCHE : ETAT DES LIEUX AU DEBUT DU XXIème SIECLE*. 308.

Foveau, A., Vaz, S., Desroy, N., & Kostylev, V. E. (2017). Process-driven and biological characterisation and mapping of seabed habitats sensitive to trawling. *PLoS ONE*, 12(10). Scopus. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184486>.

FranceAgriMer. (2020). *La petite pêche côtière en France métropolitaine | FranceAgriMer—Établissement national des produits de l'agriculture et de la mer*. <https://www.franceagrimer.fr/Actualite/Filieres/Peche-et-aquaculture/2020/La-petite-peche-cotiere-en-France-metropolitaine>.

Freese, L., Auster, P., Heifetz, J., & Wing, B. (1999). Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 182, 119-126. <https://doi.org/10.3354/meps182119>.

Fu, C., Travers-Trolet, M., Velez, L., Grüss, A., Bundy, A., Shannon, L. J., Fulton, E. A., Akoglu, E., Houle, J. E., Coll, M., Verley, P., Heymans, J. J., John, E., & Shin, Y.-J. (2018). Risky business: The combined effects of fishing and changes in primary productivity on fish communities. *Ecological Modelling*, 368, 265-276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.12.003>.

Galparsoro, I., Borja, A., & Uyarra, M. C. (2014). Mapping ecosystem services provided by benthic habitats in the European North Atlantic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 1, 23. <https://doi.org/10.3389/fmars.2014.00023>.

Game of Trawls, I. (2020). *Results*. Game of Trawls. <https://gameoftrawls.ifremer.fr/en/results/>.

Gaudin, F. (2017). Effets du changement climatique sur la distribution de la macrofaune benthique en Manche. 326.

Georges, V., Begot, E., Duchene, J., Fabri, M. C., Laffargue, P., Leblond, E., ... & Menot, L. (2021). Développement d'un indicateur d'abrasion des fonds marins par les arts de pêche trainants pour l'évaluation du bon état écologique des habitats benthiques.

Gibb, N., Tillin, H., Pearce, B., & Tyler-Walters, H. (2014). *Assessing the sensitivity of Sabellaria spinulosa reef biotopes to pressures associated with marine activities*. 72.

Gibbard, P. L. (2007). Europe cut adrift. *Nature*, 448(7151), 259-260. <https://doi.org/10.1038/448259a>.

Gibbard, P. L., & Lautridou, J. P. (2003). The Quaternary history of the English Channel: An introduction. *Journal of Quaternary Science*, 18(3-4), 195-199. <https://doi.org/10.1002/jqs.743>.

Gogina, M., Zettler, M. L., Vanaverbeke, J., Dannheim, J., Van Hoey, G., Desroy, N., Wrede, A., Reiss, H., Degraer, S., Van Lancker, V., Foveau, A., Braeckman, U., Fiorentino, D., Holstein, J., & Birchenough, S. N. R. (2020). Interregional comparison of benthic ecosystem functioning: Community bioturbation potential in four regions along the NE Atlantic shelf. *Ecological Indicators*, 110, 105945. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105945>.

González-Irusta, J. M., De la Torriente, A., Punzón, A., Blanco, M., & Serrano, A. (2018). Determining and mapping species sensitivity to trawling impacts: The Benthos Sensitivity Index to Trawling Operations (BESITO). *ICES Journal of Marine Science*, 75(5), 1710-1721. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy030>.

Gray, J. S., & Elliott, M. (2009). *Ecology of Marine Sediments: From Science to Management*. Oxford University Press.

Griffiths, J. R., Kadin, M., Nascimento, F. J. A., Tamelander, T., Törnroos, A., Bonaglia, S., Bonsdorff, E., Brüchert, V., Gårdmark, A., Järnström, M., Kotta, J., Lindegren, M., Nordström, M. C., Norkko, A., Olsson, J., Weigel, B., Žydelis, R., Blenckner, T., Niiranen, S., & Winder, M. (2017). The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global Change Biology*, 23(6), 2179-2196. <https://doi.org/10.1111/gcb.13642>.

Gulbrandsen, L. H. (2005). Mark of Sustainability? Challenges for Fishery and Forestry Eco-labeling. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 47(5), 8-23. <https://doi.org/10.3200/ENVT.47.5.8-23>.

Gupta, S., Collier, J. S., Garcia-Moreno, D., Oggioni, F., Trentesaux, A., Vanneste, K., De Batist, M., Camelbeeck, T., Potter, G., Van Vliet-Lanoë, B., & Arthur, J. C. R. (2017). Two-stage opening of the Dover Strait and the origin of island Britain. *Nature Communications*, 8(1), 15101. <https://doi.org/10.1038/ncomms15101>.

Hall SJ (1999) *The effect of fishing on marine ecosystems and communities*. Blackwell, Oxford.

Hall-Spencer, J. M., & Moore, P. G. (2000). Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. *ICES Journal of marine science*, 57(5), 1407-1415.

Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., Queiros, A., Duplisea, D. E., & Piet, G. (2006). Cumulative Impacts of Seabed Trawl Disturbance on Benthic Biomass, Production, and Species Richness in Different Habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63 (2006) 4, 63. <https://doi.org/10.1139/f05-266>.

Hiddink, J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Bolam, S. G., Cambiè, G., McConnaughey, R. A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J. S., Pitcher, C. R., Parma, A. M., Suuronen, P., Kaiser, M. J., & Rijnsdorp, A. D.

(2019). Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 56(5), 1075-1084. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13278>.

Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queirós AM, Duplisea DE, Piet GJ (2006) Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production and species richness in different habitats. *Can J Fish Aquat Sci* 63: 721–736.

Hiddink, J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Ellis, N., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Mazon, T., & Hilborn, R. (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(31), 8301-8306.

Hinz, H., Bergmann, M., Shucksmith, R., Kaiser, M. J., & Rogers, S. I. (2006). Habitat association of plaice, sole, and lemon sole in the English Channel. *ICES Journal of Marine Science*, 63(5), 912-927.

Hinz, H., Capasso, E., Lilley, M., Frost, M., & Jenkins, S. (2011a). Temporal differences across a bio-geographical boundary reveal slow response of sub-littoral benthos to climate change. *Marine Ecology Progress Series*, 423, 69-82. <https://doi.org/10.3354/meps08963>.

Hinz, H., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Pantin, J. R., Monnington, J., Zalewski, A., Kaiser, M. J., Sköld, M., Jonsson, P., Bastardie, F., & Hiddink, J. G. (2017). Stable isotopes reveal the effect of trawl fisheries on the diet of commercially exploited species. *Scientific Reports*, 7(1), 6334. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-06379-6>.

Hinz, H., Prieto, V., & Kaiser, M. J. (2009). Trawl disturbance on benthic communities: Chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications*, 19(3), 761-773. <https://doi.org/10.1890/08-0351.1>.

Hinz, H., Tarrant, D., Ridgeway, A., Kaiser, M., & Hiddink, J. (2011b). Effects of scallop dredging on temperate reef fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 432, 91-102. <https://doi.org/10.3354/meps09166>.

Hinz, H., Törnroos, A., & de Juan, S. (2021). Trait-based indices to assess benthic vulnerability to trawling and model loss of ecosystem functions. *Ecological Indicators*, 126, 107692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107692>.

Holling, C. S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>.

Holme, N. A. (1961). The Bottom Fauna of the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 41(2), 397-461. <https://doi.org/10.1017/S0025315400023997>.

Humborstad, O.-B., Nøttestad, L., Løkkeborg, S., & Rapp, H. T. (2004). RoxAnn bottom classification system, sidescan sonar and video-sledge: Spatial resolution and their use in assessing trawling impacts. *ICES Journal of Marine Science*, 61(1), 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2003.10.001>.

ICES. (2016). Report of the Workshop on guidance on how pressure maps of fishing intensity contribute to an assessment of the state of seabed habitats (WKFB1). 108.

ICES (2019). OSPAR request 2018 for spatial data layers of fishing intensity/pressure. Data Outputs. Dataset. <https://doi.org/10.17895/ices.data.4686>.

ICES. (2021). EU request on how management scenarios to reduce mobile bottom fishing disturbance on seafloor habitats affect fisheries landing and value. <https://doi.org/10.17895/ICES.ADVICE.8191>.

IFREMER. (2013). Produit Numérique Granulats marins. Indice de richesse des peuplements benthiques (EUNIS) connus en Mer du Nord, Manche et Atlantique estimé en fonction de la biomasse, de l'abondance et de la richesse spécifique.

IFREMER. (2019). Synthèse des liens potentiels existant entre les activités de pêche et les pressions physiques en milieu marin, avril 2019. http://www.natura2000.fr/sites/default/files/annexe4_matrice_pressions-activites_ifremer_0.xls.

INSEE. (2020). *Pêche – Aquaculture – Tableaux de l'économie française | Insee*. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/4277862?sommaire=4318291&q=peche>.

Ivanović, A., Neilson, R. D., & O'Neill, F. G. (2011). Modelling the physical impact of trawl components on the seabed and comparison with sea trials. *Ocean Engineering*, 38(7), 925-933. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2010.09.011>.

Jac, C., Desroy, N., Certain, G., Foveau, A., Labrune, C., & Vaz, S. (2020a). Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 1: Generic sensitivity indices to measure the effect of trawling on benthic mega-epifauna. *Ecological Indicators*, 117, 106631. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106631>.

Jac, C., Desroy, N., Certain, G., Foveau, A., Labrune, C., & Vaz, S. (2020b). Detecting adverse effect on seabed integrity. Part 2: How much of seabed habitats are left in good environmental status by fisheries? *Ecological Indicators*, 117, 106617. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106617>.

Kaiser, M., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., & Poiner, I. R. (2002). Modification of marine habitats by trawling activities: Prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3(2), 114-136. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00079.x>.

Kaiser, M. J. (1998). Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES Journal of Marine Science*, 55(3), 353-361. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1997.0322>.

Kaiser MJ, De Groot SJ (2000) The effects of fishing on nontarget species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. Blackwell Science, Oxford.

Kaiser, M. J. (2019). Recent advances in understanding the environmental footprint of trawling on the seabed. *Canadian Journal of Zoology*, 97(9), 755-762. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0248>.

Kaiser, M. J., Clarke, K. R., Hinz, H., Austen, M. C. V., Somerfield, P. J., & Karakassis, I. (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311, 1-14. <https://doi.org/10.3354/meps311001>.

Kaiser, M. J., Hill, A. S., Ramsay, K., Spencer, B. E., Brand, A. R., Veale, L. O., Prudden, K., Rees, E. I. S., Munday, B. W., Ball, B., & Hawkins, S. J. (1996). Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: A comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 6(4), 269-285. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199612\)6:4<269:AID-AQC202>3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199612)6:4<269:AID-AQC202>3.0.CO;2-C).

Kaiser, M. J., Ramsay, K., Richardson, C. A., Spence, F. E., & Brand, A. R. (2000). Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69(3), 494-503. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00412.x>.

Kaiser, M. J., & Spencer, B. E. (1996). The Effects of Beam-Trawl Disturbance on Infaunal Communities in Different Habitats. *Journal of Animal Ecology*, 65(3), 348-358. <https://doi.org/10.2307/5881>.

Kenchington, E. L. R., Gilkinson, K. D., Maclsaac, K. G., Bourbonnais-Boyce, C., Kenchington, T. J., Smith, S. J., & Gordon, D. C. (2006). Effects of experimental otter trawling on benthic assemblages on Western Bank, northwest Atlantic Ocean. *Journal of Sea Research*, 56(3), 249-270. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2006.03.010>.

Kostylev, V. E., & Hannah, C. G. (2007). Process-Driven Characterization and Mapping of Seabed Habitats. 2007, 14.

Krost, P., Bernhard, M., Werner, F., & Hukriede, W. (1990). Otter trawl tracks in Kiel Bay (Western Baltic) mapped by side-scan sonar. *Meeresforschung/Rep. Mar. Res.*, 32(4), 344-353.

Laffargue, P., & Vaz, S. (2021). *Pêche : Ce que la science nous dit de l'impact du chalutage sur les fonds marins*. The Conversation. <http://theconversation.com/peche-ce-que-la-science-nous-dit-de-limpact-du-chalutage-sur-les-fonds-marins-172325>.

Lambert, G. I., Jennings, S., Kaiser, M. J., Davies, T. W., & Hiddink, J. G. (2014). Quantifying recovery rates and resilience of seabed habitats impacted by bottom fishing. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1326-1336. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12277>.

Larsonneur, C. (1979). *Les sédiments superficiels de la Manche, Carte géologique de la Marge continentale française*. Sextant. <https://sextant.ifremer.fr/geonetwork/srv/api/records/221bd620-fc7f-11df-abec-005056987263>.

Larsonneur, C., Bouysse, P., & Auffret, J.-P. (1982). The superficial sediments of the English Channel and its Western Approaches. *Sedimentology*, 29(6), 851-864. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.1982.tb00088.x>.

Le Mao, P. (2017). *Données de suivis benthiques du REBENT DCE*. Ifremer. Sextant. <https://sextant.ifremer.fr/Donnees/Catalogue>.

Leblanc, N., Harmel, B., & Foucher, E. (2011). *Evaluation de l'impact des dragues à coquilles Saint-Jacques sur les communautés benthiques en baie de Seine*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00156/26747/>.

Lester, S., Halpern, B., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B., Gaines, S., Airamé, S., & Warner, R. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: A global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384, 33-46. <https://doi.org/10.3354/meps08029>.

Løkkeborg, S. (2005). Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities (Vol. 472). Food & Agriculture Org.

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 294(5543), 804-808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>.

Lubchenco, J., Palumbi, S. R., Gaines, S. D., & Andelman, S. (2003). Plugging a Hole in the Ocean: The Emerging Science of Marine Reserves. *Ecological Applications*, 13(1), S3-S7.

Lucchetti, A., & Sala, A. (2012). Impact and performance of Mediterranean fishing gear by side-scan sonar technology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(11), 1806-1816. <https://doi.org/10.1139/f2012-107>.

Luisetti, T. (2021). Some countries donate blue carbon. *Nature Climate Change*, 11(8), 647-648. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01103-9>.

Luisetti, T., Turner, R. K., Andrews, J. E., Jickells, T. D., Kröger, S., Diesing, M., Paltriguera, L., Johnson, M. T., Parker, E. R., Bakker, D. C. E., & Weston, K. (2019). Quantifying and valuing carbon flows and stores in coastal and shelf ecosystems in the UK. *Ecosystem Services*, 35, 67-76. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.013>.

Mangano, M. C., Porporato, E., Russo, E., Lambert, G., Kaiser, M. J., Spanò, N., Carbonara, P., & Spedicato, M. T. (2013). Effects of trawling impacts on mega-epibenthic communities from heavy exploited to undisturbed areas in a Mediterranean fishing ground (Central Mediterranean Sea).

McConnaughey, R. A., Hiddink, J. G., Jennings, S., Pitcher, C. R., Kaiser, M. J., Suuronen, P., Sciberras, M., Rijnsdorp, A. D., Collie, J. S., Mazor, T., Amoroso, R. O., Parma, A. M., & Hilborn, R. (2020). Choosing best practices for managing impacts of trawl fishing on seabed habitats and biota. *Fish and Fisheries*, 21(2), 319-337. <https://doi.org/10.1111/faf.12431>.

McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A. A., Hattab, T., MacNeil, M. A., Goberville, E., Lindegren, M., Engelhard, G., Pinsky, M., & Auber, A. (2021). Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology*, 31(21), 4817-4823.e5. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.034>.

Mérillet, L., Kopp, D., Robert, M., Mouchet, M., & Pavoine, S. (2020). Environment outweighs the effects of fishing in regulating demersal community structure in an exploited marine ecosystem. *Global Change Biology*, 26(4), 2106-2119. <https://doi.org/10.1111/gcb.14969>.

Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>.

MSFD. (2020). Good Environmental Status—Marine—Environment—European Commission. https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/index_en.htm.

OFB. (2019). Analyse de risque Natura 2000 – pêche professionnelle | Natura 2000. <http://www.natura2000.fr/outils-et-methodes/guides-et-ouvrages/arp-n2000>.

Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., & Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673-684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>.

O'Neill, F. G., Robertson, M., Summerbell, K., Breen, M., & Robinson, L. A. (2013). The mobilisation of sediment and benthic infauna by scallop dredges. *Marine Environmental Research*, 90, 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.06.003>.

O'Neill, F. G., Summerbell, K., & Breen, M. (2009). An underwater laser stripe seabed profiler to measure the physical impact of towed gear components on the seabed. *Fisheries Research*, 99(3), 234-238. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.05.012>.

O'Neill, F., Summerbell, K., & Breen, M. (2008). *The suspension of sediment by scallop dredges*.

Palanques, A., Puig, P., Guillén, J., Demestre, M., & Martín, J. (2014). Effects of bottom trawling on the Ebro continental shelf sedimentary system (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 72, 83-98. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.10.008>.

Paschen, M., Richter, U., & Köpnick, W. (2000). Trawl penetration in the seabed (TRAPESE). Final Report EC-Study Contract, (96-006), 150.

Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(10), 430. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)89171-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)89171-5).

Pham, C. K., Diogo, H., Menezes, G., Porteiro, F., Braga-Henriques, A., Vandeperre, F., & Morato, T. (2014). Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific Reports*, 4(1), 4837. <https://doi.org/10.1038/srep04837>.

Pianka, E. R. (1970). On r- and K-Selection. *The American Naturalist*, 104(940), 592-597. <https://doi.org/10.1086/282697>.

Pitcher, C. R., Burrige, C. Y., Wassenberg, T. J., Hill, B. J., & Poiner, I. R. (2009). A large scale BACI experiment to test the effects of prawn trawling on seabed biota in a closed area of the Great Barrier Reef Marine Park, Australia. *Fisheries Research*, 99(3), 168-183. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.05.017>.

Planète Mer. (2020). *Pêche professionnelle en mer en France : Chiffres clés, perspectives, évolution et enjeux | Planète Mer*. <https://www.planetemer.org/infos/actus/p%C3%A0che-professionnelle-en-mer-en-france-chiffres-cl%C3%A9s-perspectives-%C3%A9volution-et-enjeux>.

Planque, B., Fromentin, J.-M., Cury, P., Drinkwater, K. F., Jennings, S., Perry, R. I., & Kifani, S. (2010). How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate? *Journal of Marine Systems*, 79(3), 403-417. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.018>.

Populus, J., Vasquez, M., Albrecht, J., Manca, E., Agnesi, S., Al Hamdani, Z., Andersen, J., Annunziatellis, A., Bekkby, T., Bruschi, A., Doncheva, V., Drakopoulou, V., Duncan, G., Inghilesi, R., Kyriakidou, C., Lalli, F., Lillis, H., Mo, G., Muresan, M., ... Tunesi, L. (2017). *EUSeaMap. A European broad-scale seabed habitat map*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00388/49975/>.

Pranovi, F. (2000). Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: Effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 517-524. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0708>.

Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Torricelli, P., & Giovanardi, O. (2001). Discard analysis and damage to non-target species in the « rapido » trawl fishery. *Marine Biology*, 139(5), 863-875. <https://doi.org/10.1007/s002270100646>.

Queirós, A. M., Hiddink, J. G., Kaiser, M. J., & Hinz, H. (2006). Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335(1), 91-103. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.03.001>.

Regimbart, A., Guitton, J., & Pape, O. L. (2017). *Zones fonctionnelles pour les ressources halieutiques dans les eaux sous souveraineté française*. 192.

Reiss, H., Greenstreet, S., Sieben, K., Ehrich, S., Piet, G., Quirijns, F., Robinson, L., Wolff, W., & Kröncke, I. (2009). Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production

within an intensively fished area. *Marine Ecology Progress Series*, 394, 201-213. <https://doi.org/10.3354/meps08243>.

Retière, C. (1979). Les peuplements benthiques du golfe normanno-breton (Source Retière C., 1979) au 1/152000. Sextant. <https://sextant.ifremer.fr/geonetwork/srv/api/records/15a7a6d0-a1ba-11dc-8c36-000086f6a62e>.

Reynaud, J.-Y., Tessier, B., Auffret, J.-P., Berné, S., Batist, M. D., Marsset, T., & Walker, P. (2003). The offshore Quaternary sediment bodies of the English Channel and its Western Approaches. *Journal of Quaternary Science*, 18(3-4), 361-371. <https://doi.org/10.1002/jqs.758>.

Rijnsdorp, A. D., Bastardie, F., Bolam, S. G., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O. R., Hamon, K. G., Hiddink, J. G., Hintzen, N. T., Ivanović, A., Kenny, A., Laffargue, P., Nielsen, J. R., O'Neill, F. G., Piet, G. J., Polet, H., Sala, A., Smith, C., van Denderen, P. D., van Kooten, T., & Zengin, M. (2016). Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 73(suppl_1), i127-i138. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv207>.

Rijnsdorp, A. D., Eigaard, O. R., Kenny, A., Hiddink, J. G., Hamon, K., Piet, G., Sala, A., Nielsen, R., Polet, H., Laffargue, P., Zengin, M., & Gregerson, O. (2017). *Benthis. Final Report*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00425/53653/>.

Rijnsdorp, A. D., Hiddink, J. G., van Denderen, P. D., Hintzen, N. T., Eigaard, O. R., Valanko, S., Bastardie, F., Bolam, S. G., Boulcott, P., Egekvist, J., Garcia, C., van Hoey, G., Jonsson, P., Laffargue, P., Nielsen, J. R., Piet, G. J., Sköld, M., & van Kooten, T. (2020). Different bottom trawl fisheries have a differential impact on the status of the North Sea seafloor habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 77(5), 1772-1786. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa050>.

Rivière, M. L., Aish, A., Gauthier, O., Grall, J., Guérin, L., Janson, A.-L., Labrune, C., Thibaut, T., & Thiébaud, E. (2017). *Méthodologie pour l'évaluation de la sensibilité des habitats benthiques aux pressions anthropiques*. 53.

Robinson, S. M. C., Bernier, S., & MacIntyre, A. (2001). The impact of scallop drags on sea urchin populations and benthos in the Bay of Fundy, Canada. In G. Burnell (Éd.), *Coastal Shellfish—A Sustainable Resource: Proceedings of the Third International Conference on Shellfish Restoration, held in Cork, Ireland, 28 September–2 October 1999* (p. 103-114). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0434-3_11.

Rodríguez-Rodríguez, D., Rees, S., Mannaerts, G., Sciberras, M., Pirie, C., Black, G., Aulert, C., Sheehan, E. V., Carrier, S., & Attrill, M. J. (2015). Status of the marine protected area network across the English channel (La Manche) : Cross-country similarities and differences in MPA designation, management and monitoring. *Marine Policy*, 51, 536-546. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.09.021>.

Sahrhage, D., & Lundbeck, J. (2012). *A History of Fishing*. Springer Science & Business Media.

Sala, E., Mayorga, J., Bradley, D., Cabral, R. B., Atwood, T. B., Auber, A., Cheung, W., Costello, C., Ferretti, F., Friedlander, A. M., Gaines, S. D., Garilao, C., Goodell, W., Halpern, B. S., Hinson, A., Kaschner, K., Kesner-Reyes, K., Leprieur, F., McGowan, J., ... Lubchenco, J. (2021). Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature*, 1-6. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03371-z>.

Saulnier, E., Le Bris, H., Tableau, A., Dauvin, J. C., & Brind'Amour, A. (2020). Food limitation of juvenile marine fish in a coastal and estuarine nursery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 241, 106670. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106670>.

Schratzberger, M., Dinmore, T., & Jennings, S. (2002). Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology*, 140(1), 83-93. <https://doi.org/10.1007/s002270100688>.

Schratzberger, M., & Ingels, J. (2018). Meiofauna matters: The roles of meiofauna in benthic ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 502, 12-25. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.007>.

Sciberras, M., Hiddink, J. G., Jennings, S., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Kneafsey, B., Clarke, L. J., Ellis, N., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Hilborn, R., Collie, J. S., Pitcher, C. R., Amoroso, R. O., Parma, A. M., Suuronen, P., & Kaiser, M. J. (2018). Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 19(4), 698-715. <https://doi.org/10.1111/faf.12283>

Scourse, J. D., & Austin, R. M. (1995). Palaeotidal modelling of continental shelves: Marine implications of a land-bridge in the Strait of Dover during the Holocene and Middle Pleistocene. *Geological Society, London, Special Publications*, 96(1), 75-88. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1995.096.01.07>.

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>.

Smeltz, T. S., Harris, B. P., Olson, J. V., & Sethi, S. A. (2019). A seascape-scale habitat model to support management of fishing impacts on benthic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0243>.

Snelgrove, P. V. R., & Butman, C. A. (1995). Animal-sediment relationships revisited: Cause versus effect. *Oceanographic Literature Review*, 8(42), 668.

Steller, D. I., Riosmena-Rodríguez, R., Foster, M. s., & Roberts, C. a. (2003). Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: The importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(S1), S5-S20. <https://doi.org/10.1002/aqc.564>.

Stokesbury, K. D. E., & Harris, B. P. (2006). Impact of limited short-term sea scallop fishery on epibenthic community of Georges Bank closed areas. *Marine Ecology Progress Series*, 307, 85-100. <https://doi.org/10.3354/meps307085>.

Stokesbury, K. D. E., O'Keefe, C. E., & Harris, B. P. (2016). Chapter 17—Fisheries Sea Scallop, *Placopecten magellanicus*. In S. E. Shumway & G. J. Parsons (Éds.), *Developments in Aquaculture and Fisheries Science* (Vol. 40, p. 719-736). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-62710-0.00016-X>.

Svane, I., Hammett, Z., & Lauer, P. (2009). Impacts of trawling on benthic macro-fauna and -flora of the Spencer Gulf prawn fishing grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(4), 621-631. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.009>.

Tableau, A., Brind'Amour, A., Woillez, M., & Le Bris, H. (2016). Influence of food availability on the spatial distribution of juvenile fish within soft sediment nursery habitats. *Journal of Sea Research*, 111, 76-87. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.12.004>.

Talidec Catherine, Brind'Amour Anik, Claude AUGRIS, Armelle Rouyer, Pitel-Roudaut Mathilde, Woillez Mathieu, Caill-Milly Nathalie, De Casamajor Marie-Noelle, Simplet Laure, Nina Tanguy, (2013).

Sensibilité des ressources halieutiques aux activités d'extraction de granulats marins. Ifremer <http://dx.doi.org/10.12770/947636e4-3247-4a28-a5e3-42dcd5de8989>.

Tanner, J. E. (2003). The influence of prawn trawling on sessile benthic assemblages in Gulf St. Vincent, South Australia. *60*, 10.

Thouzeau, G., & Hamon, D. (1992). Carte des peuplements benthiques des substrats meubles de la baie de Saint-Brieuc (Manche occidentale) (p. 30). IFREMER. <https://hal.univ-brest.fr/hal-00524798>.

Thrush, S. F., & Dayton, P. K. (2002). Disturbance to Marine Benthic Habitats by Trawling and Dredging: Implications for Marine Biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *33*, 449-473.

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Dayton, P. K., Cryer, M., Turner, S. J., Funnell, G. A., Budd, R. G., Milburn, C. J., & Wilkinson, M. R. (1998). Disturbance of the Marine Benthic Habitat by Commercial Fishing: Impacts at the Scale of the Fishery. *Ecological Applications*, *8*(3), 866-879. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0866:DOTMBH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0866:DOTMBH]2.0.CO;2).

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Gladstone-Gallagher, R. V., Savage, C., Lundquist, C., O'Meara, T., Vieillard, A., Hillman, J. R., Mangan, S., Douglas, E. J., Clark, D. E., Lohrer, A. M., & Pilditch, C. (2021). Cumulative stressors reduce the self-regulating capacity of coastal ecosystems. *Ecological Applications*, *31*(1), e02223. <https://doi.org/10.1002/eap.2223>.

Tiano, J. C., Witbaard, R., Bergman, M. J. N., van Rijswijk, P., Tramper, A., van Oevelen, D., & Soetaert, K. (2019). Acute impacts of bottom trawl gears on benthic metabolism and nutrient cycling. *ICES Journal of Marine Science*, *76*(6), 1917-1930. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz060>.

Tidd, A. N., Vermard, Y., Marchal, P., Pinnegar, J., Blanchard, J. L., & Milner-Gulland, E. J. (2015). Fishing for space: Fine-scale multi-sector maritime activities influence fisher location choice. *PLoS ONE*, *10*(1). Scopus. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116335>.

Tillin, H., Hiddink, J. G., Jennings, S., & Kaiser, M. J. (2006). Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series*, *318*, 31-45. <https://doi.org/10.3354/meps318031>.

Tuck, I. D., Hall, S. J., Robertson, M. R., Armstrong, E., & Basford, D. J. (1998). Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Marine Ecology Progress Series*, *162*, 227-242.

Valdemarsen, J. W., Jørgensen, T., & Engås, A. (2007). *Options to mitigate bottom habitat impact of dragged gears*. Food & Agriculture Org.

Van den Eynde Dries, M. B., Fettweis, M., Francken, F., & Van Lancker, V. (2016). Changes in bottom shear stress, due to aggregate extraction, in the area of the Hinder Banks (Belgian Continental Shelf). *BOOK OF*.

Vimard, M. (2011) Etude sur des essais de dragues innovantes « N-Virodredge™ » en Manche-Est.

Vincent, B. (2018). *REVERSE 2018 cruise, L'Europe R/V*. <https://doi.org/10.17600/18000438>.

Watling, L., Findlay, R. H., Mayer, L. M., & Schick, D. F. (2001). Impact of a scallop drag on the sediment chemistry, microbiota, and faunal assemblages of a shallow subtidal marine benthic community. *Journal of Sea Research*, *46*(3), 309-324. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(01\)00083-1](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(01)00083-1).

Watling, L., & Norse, E. A. (1998). Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting. *Conservation Biology*, 12(6), 1180-1197. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.0120061180.x>.

Weinert, M., Mathis, M., Kröncke, I., Pohlmann, T., & Reiss, H. (2021). Climate change effects on marine protected areas: Projected decline of benthic species in the North Sea. *Marine Environmental Research*, 163, 105230. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105230>.

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., & Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(5800), 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.113229>