



HAL
open science

Etude spatiale des données collectées à bord des navires de pêche : en quoi est-elle pertinente pour la gestion des rejets de la pêche ?

Fabien Pointin

► To cite this version:

Fabien Pointin. Etude spatiale des données collectées à bord des navires de pêche : en quoi est-elle pertinente pour la gestion des rejets de la pêche ?. Sciences de la Terre. Agrocampus Ouest, 2018. Français. NNT : 2018NSARH106 . tel-02138098

HAL Id: tel-02138098

<https://theses.hal.science/tel-02138098>

Submitted on 23 May 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT DE

L'AGROCAMPUS OUEST
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N°598
Sciences de la Mer et du littoral
Spécialité : « Halieutique »

Par

Fabien POINTIN

Etude spatiale des données collectées à bord des navires de pêche : en quoi est-elle pertinentes pour la gestion des rejets en mer ?

Thèse présentée et soutenue à Nantes, le 05 novembre 2018
Unité de recherche : Unité Ecologie et Modèles pour l'Halieutique, IFREMER
Thèse N° : 2018-20 H-106

Rapporteurs avant soutenance : **Composition du Jury :**

Sophie Bertrand - Chercheuse, IRD
Jean Paul Robin - Professeur, Université de
Caen

Clara Ulrich - Professeur, Technical University of
Denmark

Président

Didier Gascuel - Professeur, Agrocampus-Ouest

Directeur de thèse

Marie-Joëlle Rochet - Chercheuse, IFREMER

Co-directeur de thèse

Fabienne Daurès - Chercheuse, IFREMER

Remerciements

Ceux qui ont assisté à la soutenance savent que je ne suis pas très bon dans les grands discours de remerciements. De plus, il n'y a pas assez de mots (ni de temps !) pour remercier tout le monde, mais je vais essayer...

Dans un premier temps, je tiens à remercier chaleureusement mes responsables de thèse (Marie-Joëlle Rochet, Fabienne Daurès et Yanis Souami). Merci à vous, sans qui cette thèse n'aurait pas été si enrichissante. Au cours de ces trois ans, vous m'avez fait découvrir le monde de la recherche et de l'industrie, vous m'avez appris à rédiger des bons rapports d'activité, vous m'avez appris à être critique envers mon propre travail et surtout vous m'avez apporté votre soutien (sans faille) tout au long de ces trois années. Merci beaucoup, je vous en suis énormément reconnaissant.

Je tiens aussi à remercier les membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail : Clara Ulrich, Didier Gascuel, Jean-Paul Robin et Sophie Bertrand. Aussi, je remercie les membres de mon comité de thèse (Claire Macher, Katia Frangoudes et Nicolas Bez), qui m'ont très fortement aidé... grâce à leurs conseils, leurs commentaires et surtout leur bon cœur.

Un « big-up » tout particulier à Anne-Sophie Cornou, Samuele Tecchio, Medjber Bouzidi, Ahcene Sadi, Stéphanie Mahévas et Christinne Le Grand. Au cours de cette thèse, je vous ai probablement ennuyé avec mes questions et requêtes incessantes, mais vous avez toujours répondu présent. Je vous en suis grandement reconnaissant.

Autrement, je remercie toute l'équipe EMH, ce qui inclue les permanents, les doctorants, les stagiaires, les CDD, etc. Je ne suis pas du genre à remercier des personnes en particulier, mais ceux qui me connaissent savent ce que je pense d'eux ;). Vous avez tous été présent à un moment de la thèse que je n'oublierai pas. Si je devais me souvenir de quelques moments clés, je choisirais tout d'abord les longues heures de course à pied (et de discussion) avec mes partenaires de sport, les parties de poker du jeudi soir, les pauses cafés et surtout les bons repas du midi.

Du côté de Sinay, je remercie toute l'équipe qui a bien grandi au fil des années. Pareil, je ne citerai pas quelqu'un en particulier, mais mes années au sein de l'entreprise ont abouti à des belles rencontres

que je n'oublierai pas (ça veut dire qu'il est possible que j'essaye m'incruster pour l'apéro un de ces jours). Merci à toutes et à tous.

Dans un dernier temps, j'aimerais remercier toute ma famille, ma belle-famille et tous mes amis pour m'avoir supporté pendant ces trois années difficiles. En particulier, je tiens à remercier Marion (même si cela a été difficile parfois) pour son soutien, ses encouragements, etc. et j'en oubliais sa grande patience avec moi. Dernièrement, j'aimerais tout particulièrement remercier ma maman qui a TOUT fait pour que je puisse réussir ma thèse (ne soyez pas jaloux, mais j'ai eu des verres de jus d'orange « maison » tous les matins pendant toute la période de rédaction).

Sans vous tous, je n'aurais jamais réussi à réaliser tout ça. Merci encore. Et à bientôt.

Table des matières

Remerciements	i
Table des matières	iii
Liste des figures	vii
Liste des tableaux	x
Liste des annexes	xi
Liste des acronymes	xii
Chapitre 1.....	1
Introduction Générale.....	1
1.1. Les rejets en mer	2
1.1.1. Quelques généralités	2
1.1.2. Les causes du rejet	3
1.1.3. Les conséquences du rejet.....	4
1.1.4. L'Europe et sa prise de position.....	5
1.2. L'Obligation de Débarquement.....	6
1.2.1. Une nouvelle réglementation	6
1.2.2. Enjeux et impacts de l'Obligation de Débarquement.....	7
1.2.3. Les stratégies d'adaptation et d'atténuation	10
1.3. Un cadre communautaire de collecte de données	12
1.3.1. Historique.....	12
1.3.2. Les données collectées	12
1.3.3. Les programmes nationaux	12
1.3.4. Le cas français.....	13
1.3.5. Le Système d'Informations Halieutiques.....	16
1.4. Le programme français d'observation à la mer.....	16
1.4.1. Présentation du programme Obsmer	16
1.4.2. Construction du plan d'échantillonnage.....	18
1.4.3. Protocole d'observation et collecte de données	18
1.4.4. Les limites de ce programme	19
1.5. Caractérisation des rejets grâce aux données d'observation à la mer	21
1.5.1. Caractérisation des rejets.....	21
1.5.2. Etude spatio-temporelle des rejets	21
1.5.3. Les limites de ces modèles.....	22
1.5.4. Une solution non basée sur des modèles.....	23
1.6. Objectifs de la thèse	23

Chapitre 2.....	27
Cartographie des débarquements et des rejets à partir des données d’observation à la mer	27
2.1. Introduction	31
2.2. Material and methods	32
2.2.1. Data	32
2.2.2. Case studies	33
2.2.3. Creating the nested grids	35
2.2.4. Method for mapping landings and discards	36
2.2.5. Quality indicators	38
2.3. Results	40
2.3.1. Nested grid method	40
2.3.2. Mapping LPUE and DPUE estimates	45
2.4. Discussion	47
2.4.1. Nested grid characteristics	48
2.4.2. Nested grid quality	48
2.4.3. LPUE and DPUE estimates	49
2.4.4. Advantages and disadvantages of the method	49
Chapitre 3.....	51
Utilisation d’une plateforme Big Data	51
3.1. Introduction	52
3.2. Matériels et Méthodes	54
3.2.1. Contexte en Manche et Mer du Nord	54
3.2.2. Architecture d’une plateforme Big Data	58
3.2.3. Définition des seuils pour les indicateurs de qualité des cartes	63
3.2.4. Interface de visualisation interactive	65
3.3. Résultats	65
3.3.1. Définition des seuils pour les indicateurs de qualité des cartes	66
3.3.2. Interface de visualisation interactive	68
3.3.3. Identification d’un cas d’étude	69
3.4. Discussion et perspectives	70
3.4.1. Avantages et inconvénients de la plateforme	71
3.4.2. Perspectives d’application de l’interface	72
3.4.3. Identification d’un cas d’étude intéressant	73
Chapitre 4.....	75
Analyse des incitations économiques pour les pêcheurs à pratiquer des stratégies de pêche plus sélectives sous l’Obligation de Débarquement	75
4.1. Introduction	79
4.2. Material and Methods	81

4.2.1. Data	81
4.2.2. Identifying métiers, catch profiles and economic results	82
4.2.3. Economic effects of LO implementation	83
4.2.4. Specific avoidance behaviours	85
4.3. Results	86
4.3.1. Identifying métiers, catch profiles and economic results	86
4.3.2. Economic effects of LO implementation	91
4.3.3. Specific avoidance behaviours	93
4.4. Discussion	95
4.4.1. LO direct economic impacts	95
4.4.2. Little economic incentives for uniform bycatch reduction	96
4.4.3. The approach limits	97
4.4.4. Need for on-board observer data and mapping tools	97
4.4.5. Perspectives	98
Chapitre 5.....	101
Conclusions et perspectives	101
5.1. En résumé	102
5.2. Un outil d'aide à la gestion des rejets	104
5.3. Accompagner l'évolution des programmes d'observation à la mer	106
5.4. Estimer l'effort de pêche à partir des données AIS	107
5.5. Autres perspectives	109
5.5.1. Analyses spatiales de l'écologie des rejets	109
5.5.2. Perspectives d'apprentissage automatique et profond	110
Conclusion finale	113
Bibliographie.....	115
Annexes	129

Liste des figures

Figure 1.1 : Prise de décision du pêcheur sur l'allocation de la capture à l'échelle de l'opération de pêche (source : Pascoe, 1997).....	4
Figure 1.2 : Schéma récapitulatif du fonctionnement du SIH (source : Ifremer – SIH).....	16
Figure 1.3 : Nombre de marées échantillonnées par groupe d'engins par le programme Obsmer entre 2011 et 2017.....	17
Figure 1.4 : Protocole d'échantillonnage à bord des navires de pêche professionnelle (source : SIH).20	
Figure 2.1 : Annual estimates of total landings and discards (in 1000 tonnes) of all species, for (a) trawlers and (b) netters from 2011 to 2016 (Cornou et al., 2013, 2014, 2015, 2016, 2017; Dubé et al., 2012). Bars indicate sampling error calculated by bootstrap methods (Cornou et al., 2017). Note that the two y-axis differ by a factor of 10.....	34
Figure 2.2 : Sampling effort for trawlers (triangles) and netters (diamonds) from 2011 to 2016 (Cornou et al., 2017, 2016, 2015, 2014, 2013; Dubé et al., 2012). The left y axis indicates the (a) number and (b) proportion of vessels sampled (solid lines). The right y axis indicates the (a) number and (b) proportion of days-at-sea sampled (dashed lines).....	34
Figure 2.3 : FOs (dots) observed from 2011 to 2016, and the associated nested grids (rectangles) for (a) trawlers and (b) netters. Black lines define cells with $N \geq N_{\text{mini}}$ and grey lines define cells with $N < N_{\text{mini}}$	41
Figure 2.4 : Distribution (%) of vessel sizes for the Obsmer samples versus the whole fleet (a,b), and of sampling versus actual fishing effort in trip numbers per year (c,d) and quarter (e,f) for (a,c and e) trawlers and (b,d and f) netters from 2011 to 2016.....	44
Figure 2.5 : Nearest neighbour distance ratio for (a) trawlers with cells from 60' x 30' to 7.5' x 7.5' in size and (b) netters with cells from 30' x 30' to 1.875' x 1.875' in size. The horizontal line is the distance ratio expected under a random uniform distribution. The figure only includes cells with $N \geq N_{\text{mini}}$	45
Figure 2.6 : Map of (a) LPUE and (b) DPUE (kg.h-1) of haddock for trawlers. The average LPUE over 2011-2016 is 19.2 kg.h-1, and DPUE is 6.7 kg.h-1. No. FOs = 7,152. No. fishing trips = 210. Size of observed vessels = 18 – 46 m. The ellipse on each map outlines a fishing area with low LPUEs and high DPUEs.....	46

- Figure 2.7:** Map of (a) LPUE and (b) DPUE (kg.km-1) of the 5 most important target and non-target species subject to quotas for netters. The average LPUE over 2011-2016 is 18.8 kg.h-1, and DPUE is 1.9 kg.h-1. No. FOs = 1902. No. fishing trips = 488. Size of observed vessels = 5 – 15 m. 47
- Figure 3.1 :** Répartition géographique des OP observées par le programme Obsmer en Manche et Mer du Nord entre 2013 et 2017. 55
- Figure 3.2 :** Classification des données au sein des systèmes de stockage en ligne (source : d’après la figure originale disponible à l’adresse suivante : <https://www.w3resource.com/mongodb/introduction-to-mongodb-index.php>). 61
- Figure 3.3 :** Schéma d’un superordinateur basé sur un mémoire distribuée. Les processeurs sont représentés par $P1, P2, \dots Pn$. Les mémoires locales associées à chaque processeur sont représentées par $M1, M2, \dots Mn$. Chaque ligne représente un canal de communication. 63
- Figure 3.4 :** Histogrammes de distribution des indices globaux (GIC) et locaux (LIC) de colocation pour les débarquements et les jours de mer calculés pour un lot de 2100 cartes. 66
- Figure 3.5 :** Histogrammes de distribution des valeurs-p issues des tests d’ajustement du Khi-deux qui permettent d’évaluer la couverture de l’activité de pêche par année, par trimestre et par taille de navire. H_0 est accepté lorsque la valeur-p ≥ 0.05 67
- Figure 3.6 :** Diagrammes en boîte des ratios rA/rE par taille de cellule (de 60’ x 30’ à 1,875’ x 1,875’) réalisés à partir de toutes les grilles des 960 cartes valides. Une boîte représente les valeurs comprises entre le premier et le troisième quartile (i.e., espace interquartile), et la ligne du milieu est la médiane. Les autres lignes (ou moustaches) représentent les valeurs minimales ou maximales jusqu’à 1,5 fois la taille d’une boîte. Au-delà, les valeurs sont représentées par des points. La ligne horizontale représente la valeur attendue si les points sont distribués de manière parfaitement aléatoire au sein des cellules. La première valeur au-dessus d’une moustache représente la valeur-p issue du test de Clark-Evans (une valeur-p $\geq 0,05$ indique une distribution de points aléatoire). La valeur n représente le nombre total de cellules par taille. 69
- Figure 3.7 :** Capture d’écran de l’interface shiny. Sur la gauche, plusieurs listes déroulantes permettent de sélectionner un métier, une année, un trimestre et une espèce. Une fois sélectionnés, il suffit de cliquer sur le bouton « Update » pour visualiser, sur la droite, les grilles à mailles variables correspondantes avec les estimations de débarquements et de rejets par unité d’effort. Le bouton « Ratio » permet de visualiser les proportions rejetées uniquement pour les cellules contenant 90% des quantités débarquées et rejetées. En déplaçant le curseur sur les cellules des grilles, il est possible d’accéder aux estimations locales. La légende dans le coin inférieur droit de la carte évolue selon que ce sont les débarquements, les rejets ou les proportions rejetées qui sont affichés. 70

Figure 4.1: Map of the study area in the eastern English Channel (EEC) and southern North Sea (SNS). The ICES statistical rectangles are referenced by their codes.	87
Figure 4.2: Average number of days-at-sea per month (top row) and per ICES statistical rectangle (bottom row) in a year for each trawler as reported in the fisheries statistics. Each column corresponds to a métier: bottom otter trawl for cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF), and bottom/mid-water otter trawl for small pelagic fish (OTBM_SPF).....	89
Figure 4.3: Average species composition (%) of landings and discards in weight for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF), and for bottom/mid-water otter trawlers targeting small pelagic fish (OTBM_SPF). Only the most landed and discarded species are displayed (see Table 1 for species codes).	90
Figure 4.4: Maximum number of days-at-sea before each species quota is reached based on a LO scenario combined with either 0% or 75% quota top-ups in the eastern English Channel (EEC) and southern North Sea (SNS). Fishing behaviours are assumed as usual (red), or adapted to avoid bycatch by 30% (green). The dashed line represent the number of days-at-sea calculated from a baseline non-LO scenario (135 days in the EEC and 39 days in the SNS). Bars indicates the inter- annual variability from 2011 to 2016. See Table 1 for species codes.....	91
Figure 4.5: Change in net profits (10 ³ euros) from a baseline non-LO scenario compared to a LO scenario combined with either 0% or 75% quota top-ups. Fishing behaviours are assumed as usual (red), or adapted to avoid bycatch by 30% (green). Bars indicates the inter-annual variability from 2011 to 2016. Results are shown for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF), and for the bottom/mid-water otter trawlers targeting small pelagic fish (OTBM_SPF) in the eastern English Channel (EEC) and southern North Sea (SNS).	92
Figure 4.6: Discarded proportion of horse mackerel for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF) from January to March, April to June, July to September and October to December. The proportions are displayed only in cells containing 90% of catch-per- unit-effort. Black (grey) lines define cells with (in)sufficient amounts of FOs to make estimates with a precision level of 0.35.	94
Figure 5.1 : Ensemble des informations contenues dans les données AIS (source : Le Guyader et al., 2011).	109

Liste des tableaux

Table 2.1: Numbers of FOs required to estimate landings Nmini(L) and (discard Nmini(D)) per métier and cell size with maximum CVs of 0.20, 0.25, 0.30 and 0.35. No. FOs: average number of observed FOs in each regular grid. No. cells: number of cells with N > 10 for bootstrap treatment. For each métier, the chosen CV (in grey) and Nmini (in bold characters) are highlighted.	42
Table 2.2: Summary statistics of the grid cells for each métier. No. cells: number of cells per cell size.	43
Tableau 3.1 : Caractéristiques des métiers échantillonnés en Manche et Mer du Nord entre 2013 et 2017, en plus de l'estimation des quantités annuelles moyennes débarquées et rejetées par métier. Chaque couleur correspond à un type d'engin de pêche (source : Cornou et al., 2017).	57
Tableau 3.2 : Nombres et pourcentages moyens annuels de navires et de jours de mer échantillonnés par métier entre 2013 et 2016 (Cornou et al., 2014, 2015, 2016, 2017). Les informations pour l'année 2017 ne sont pas disponibles.	58
Table 4.1: List of the main species landed and discarded by trawlers from 2011 to 2016. Contrib., the percentage of revenue derived for each species; MCRS, Minimum Conservation Reference Size; DEF, demersal fish; CEP, cephalopod; SPF, small pelagic fish.	87
Table 4.2: Average technical characteristics for trawlers. Values in () are vessel coefficients of variation (%).	88
Table 4.3: Summary of métier characteristics, and the average annual landings, discards, revenue ¹ and costs per vessel from 2011 to 2016.	90

Liste des annexes

Annexe 2.1 : Coefficients of variation (CV) of the mean (a) LPUE and (b) DPUE for sample size (n) varying from 2 to over 24 FOs (circles). The grey curve displays the fitted function in $f(n) = 1 / \sqrt{(n - 1)}$. The horizontal line displays the CV of 30 %. These results are examples of a bootstrap carried out in one particular cell for trawlers.	129
Annexe 2.2 : Spatial distribution of observed FOs (circles), and (a,b) fishing effort and (c,d) landings (rectangle) for (a,c) trawlers and (b,d) netters from 2011 to 2016.	130
Annexe 4.1: Distribution (%) of vessel sizes for the Obsmer samples versus the whole fleet (A), and of sampling effort versus actual fishing effort in trip numbers per year (B) and per month (C) from 2011 to 2016.	131
Annexe 4.2: Spatial distribution of observed FOs (circles), and (A) fishing effort or (B) landings (rectangles) for trawlers from 2011 to 2016.	132
Annexe 4.3 : Average number of days spent at sea per month and per ICES statistical rectangle in a year for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP).	133
Annexe 4.4: Average number of days spent at sea per month and per ICES statistical rectangle in a year for bottom otter trawlers targeting demersal fish (OTB_DEF).	134
Annexe 4.5: Average number of days spent at sea per month and per ICES statistical rectangle in a year for bottom/mid-water otter trawlers targeting small pelagic fish (OTBM_SPF).	135
Annexe 4.6: FOs (dots) observed from 2011 to 2016, and the associated nested grids (rectangles) for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP; green) and demersal fish (OTB_DEF; red) from January to March, April to June, July to September and October to December. Black (grey) lines define cells with (in)sufficient amounts of FOs to make estimates with a precision level of 0.35. FOs, fishing operations; FTs, fishing trips.	136
Annexe 4.7: Nearest neighbour distance ratio with cells from $1^\circ \times 0.5^\circ$ to $0.125^\circ \times 0.125^\circ$ in size from (A) January to March, (B) April to June, (C) July to September and (D) October to December. The horizontal line is the distance ratio expected under a random uniform distribution. This figure only includes cells with a sufficient amount of FOs to make estimates with a precision level of 0.35.	137

Liste des acronymes

AIS : données issues du système d'identification automatique des navires (Automatic Identification System en anglais)

ANR : Agence Nationale de Recherche française

BSPA : Bureau des Statistiques des Pêches et de l'Aquaculture

CASD : Centre d'Accès Sécurisé aux Données

CIFRE : Convention Industrielle de Formation par la Recherche

CEP : Céphalopodes

CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer

CFP : voir **PCP**

CME : Coopérative Maritime Etaploise

CNPMEM : Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages

CSTEP : Comité Scientifique, Technique et Economique de la Pêche

CV : Coefficient de Variation

DCF : Data Collection Framework

DC-MAP : Data Collection Multi-Annual Programme

DCR : Data Collection Regulation

DPMA : Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquacultures

DEF : Espèces démersales

DPUE (en français) : Débarquement Par Unité d'Effort

DPUE (en anglais) : voir **RPUE**

EEC : eastern English Channel

FO : voir **OP**

GIC : Indice Global de Colocation (Global Index of Collocation en anglais)

ICES : voir **CIEM**

IFREMER : Institut Français de Recherche et de l'Exploration en Mer

JRC : Joint-Research Center

LEMNA : Laboratoire d'Économie et de Management de Nantes

LIC : Indice Local de Colocation (Local Index of Collocation en anglais)

LPUE : voir **DPUE** (en français)

LO : voir **OD**

MCRS : voir **TMRC**

MPI : Message Passive Interface

Obsmer : programme français d'OBServation à la MER

OD : Obligation de Débarquement

OMI : Organisation Internationale Maritime

OP : Opérations de Pêche

OTB_CEP : Métier au chalut de fond ciblant les céphalopodes

OTB_DEF : Métier au chalut de fond ciblant les espèces démersales

OTBM_SPF : Métier au chalut de fond/pélagique ciblant les petites espèces pélagiques

PCP : Politique Commune de la Pêche

PNF : Programme National Français

RPUE : Rejet Par Unité d'Effort

SIH : Système d'Informations Halieutiques

SNS : southern North Sea

SQL : Structure Query Language

SPF : Small pelagic fish

TMRC : Taille Minimale de Référence de Conservation

VHF : Very High Frequency

VMS : données de positionnement des navires par satellite (Vessel Monitoring System en anglais)

Chapitre 1

Introduction Générale

Le rejet en mer est une pratique couramment utilisée par les pêcheurs professionnels. Afin de l'éliminer progressivement, l'une des mesures phares de la Politique Commune de la Pêche (PCP) est la mise en place d'une obligation à débarquer toutes les espèces sous quota entre 2015 et 2019. Ce virage radical de la PCP, dont les versions antérieures comportaient de nombreuses incitations à rejeter, va exiger une adaptation rapide des entreprises de pêche européennes, et notamment françaises. Pour minimiser les contraintes liées à cette obligation, des stratégies d'adaptation et d'atténuation des captures non-désirées (i.e., espèces autrefois rejetées qui doivent dorénavant être débarquées) concentrent toutes les attentions. De ce fait, l'ensemble des données collectées dans le cadre de programmes communautaires européens est exploité, notamment les données collectées à bord des navires de pêche.

Cette introduction définit dans un premier temps le rejet en mer et les problématiques associées. L'obligation européenne à débarquer toutes les espèces sous quota est ensuite introduite, de même que ses enjeux, ses impacts et les stratégies d'adaptation et d'atténuation appropriées. L'ensemble des données utilisées au cours de la thèse est ensuite décrit, en particulier celles collectées à bord des navires de pêche, qui nécessitent des méthodes de recherche précises.

1.1. Les rejets en mer

1.1.1. Quelques généralités

Le rejet en mer est une pratique couramment utilisée par les pêcheurs professionnels. Elle consiste à extraire de la mer puis à rejeter les captures qui sont interdites au débarquement ou inintéressantes commercialement (Correy and Williams, 1995). Ces captures dites non-désirées incluent des individus d'espèces commerciales et non-commerciales. Une fois rejetés, ces individus sont généralement morts ou moribonds (Evans et al., 1994; Davis, 2002; Broadhurst et al., 2006), excepté ceux dont le taux de survie est élevé (Berghahn et al., 1992; Reville et al., 2005; Suuronen, 2005; Depestele et al., 2014). Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), « (...) la "capture totale" est la quantité prise par un engin de pêche qui est déversée sur le pont du navire de pêche. Les "rejets" [issus des "captures non-désirées"] représentent la partie de la capture rejetée à la mer (pour une raison ou une autre). Le restant [est débarquée sur le rivage et] constitue la "capture débarquée" (...), qui peut être ensuite subdivisée en "capture visée" et "capture accidentelle" (...) la même espèce peut passer d'une catégorie à l'autre selon la taille du poisson, la demande du marché, la saison ou d'autres critères, tandis que d'autres espèces peuvent être indésirables ou d'une valeur limitée »⁽¹⁾.

Dans les années 1980, la pêche mondiale produisait plus 10 millions de tonnes de rejet par an. Les quantités maximales ayant été atteintes en 1989, avec 19 millions de tonnes (Zeller et al., 2018), avant de repasser sous le seuil des 10 millions de tonnes en 2005 (Kelleher, 2005; Zeller et al., 2018). Depuis, ce niveau est resté relativement stable, et représente moins de 10% des captures totales annuelles (FAO, 2018; Zeller et al., 2018). Kelleher (2005) explique que la diminution globale des rejets entre 1990 et 2005 aurait été provoquée par des mesures de gestion spécifiques aux rejets, par des engins et des pratiques de pêche plus sélectifs et par des nouvelles pistes de valorisation pour les captures non-désirées⁽²⁾ (ex : Cashion, 2016 ; Cashion et al., 2017). Il explique aussi qu'une baisse de l'effort de pêche dans certaines pêcheries ciblées aurait accentué cette réduction, en réduisant notamment les captures totales de la pêche mondiale (Zeller and Pauly, 2005).

⁽¹⁾ <http://www.fao.org/docrep/meeting/w3862f.htm>

⁽²⁾ Pour plus de détails, voir la section 1.2

1.1.2. Les causes du rejet

L'un des principales causes de rejet réside dans **la réglementation** (Catchpole et al., 2014a). En Europe, certains règlements incitent à rejeter une part importante des captures : par exemple, les individus d'espèces protégées⁽³⁾, les individus dont la taille est inférieure à la Taille Minimale de Référence de Conservation⁽⁴⁾ (TMRC) et les individus dont les quantités d'espèces capturées excèdent les quotas ou dépassent les limites autorisées par les règles de composition des captures⁽⁵⁾. Les individus sous-taille et hors-quotas composent majoritairement les rejets (Catchpole et al., 2014a). Ensuite, les pêcheurs sont obligés de rejeter une proportion non-négligeable des captures à cause de **l'existence de limites techniques** à bord des navires de pêche : limites de capacité de stockage, de capacité de tri et de sélectivité des engins de pêche (Alverson et al., 1994; Pascoe, 1997). Ces limites sont en partie à l'origine de la dernière cause principale de rejet qui est **l'écrémage** (highgrading en anglais). Cette pratique consiste à optimiser la capacité de stockage du navire en favorisant la capture des espèces à plus forte valeur commerciale et donc en rejetant celles de moindre valeur (en relation avec le marché et les quotas). L'écrémage intervient essentiellement lorsque les quantités maximales de débarquements sont contraintes par la capacité de stockage ou les limites de capture (Catchpole et al., 2014a; Morandeau et al., 2014).

En résumé, les pêcheurs décident de débarquer ou de rejeter une partie de leur capture selon ces trois principaux facteurs : la réglementation, l'existence de limites techniques à bord et l'écrémage (Fig. 1.1).

⁽³⁾ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31992L0043>

⁽⁴⁾ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32013R1380>

⁽⁵⁾ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A31999R1459>

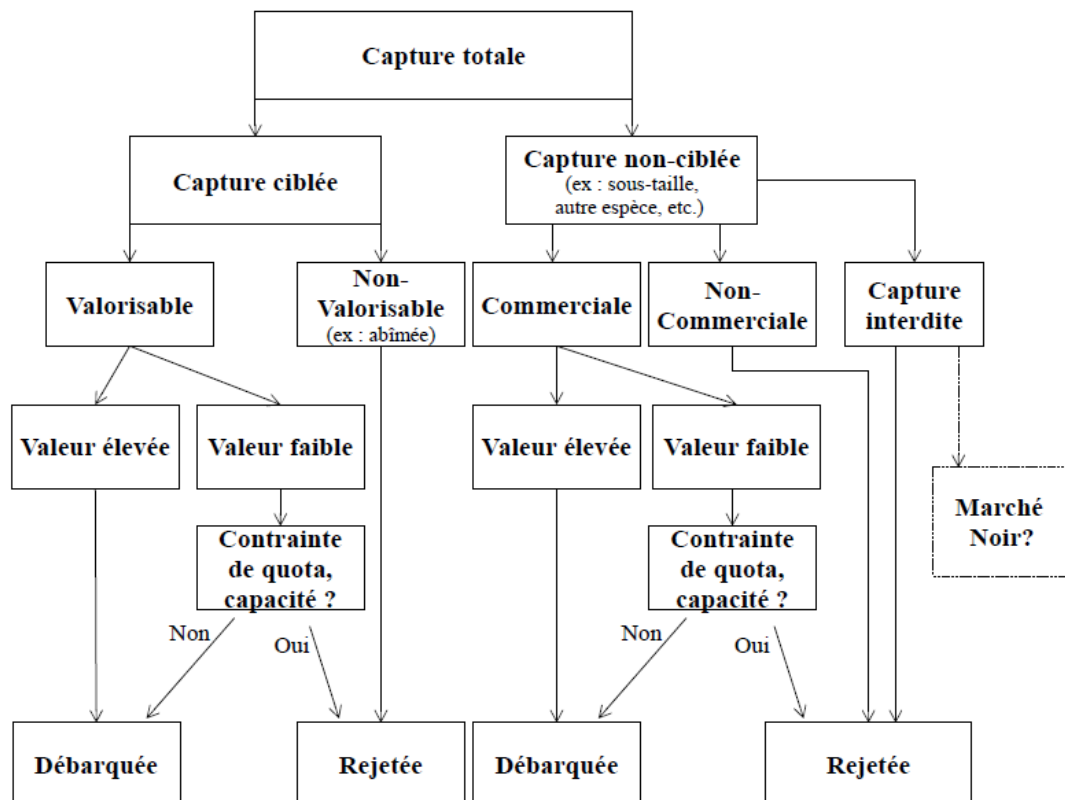


Figure 1.1 : Prise de décision du pêcheur sur l'allocation de la capture à l'échelle de l'opération de pêche (source : Pascoe, 1997).

1.1.3. Les conséquences du rejet

En rejetant en mer, les pêcheurs subissent **des pertes économiques** (Alverson et al., 1994; Pascoe, 1997). Premièrement, les rejets d'individus sous-taille réduisent les ressources disponibles d'une espèce-cible, limitant ainsi le rendement potentiel des pêcheurs et des flottilles concernées (Cappell, 2001). Les individus rejetés auraient en effet pu être exploités une fois la taille réglementaire atteinte. Deuxièmement, une pêcherie ciblant une espèce qui est capturée et rejetée par une autre pêcherie voit aussi son rendement diminuer. Les individus rejetés auraient pu intéresser un autre type de pêcherie. Troisièmement, les pêcheurs subissent des pertes économiques, notamment à cause des coûts liés au travail à bord (Alverson et al., 1994; Pascoe, 1997). Le travail à bord lié aux rejets augmente les coûts (ex : augmentation du temps de tri).

Du point de vue écologique, les rejets fragilisent des stocks particuliers d'espèces (Rojas-Bracho and Taylor, 1999; Read et al., 2006), impactent la chaîne alimentaire (Ramsay et al., 1997; Laptikhovsky and Fetisov, 1999) et affectent le fonctionnement des écosystèmes marins (Alverson et al., 1994; Votier

et al., 2004; Zhou, 2008; Oro et al., 2013). D'une part, les rejets contribuent à diminuer les ressources halieutiques du fait que les individus rejetés soient généralement morts ou moribonds (Alverson et al., 1994). D'autre part, une fois rejetés, ces individus sont souvent utilisés comme une source de nourriture par des organismes marins vivants, tels que des poissons démersaux, des invertébrés, des requins, des mammifères et des oiseaux (Olaso et al., 1998; Laptikhovsky and Fetisov, 1999; Tomas et al., 2001; Bozzano and Sarda, 2002; Bicknell et al., 2013; Votier et al., 2013; Sardà et al., 2015).

Finalement, les rejets posent aussi problème pour **l'évaluation des ressources halieutiques** (Alverson et al., 1994). Étant donné que les quantités rejetées sont généralement imprécises (voire inconnues), les taux réels de mortalité par pêche ne peuvent pas être déterminés avec certitude (EC, 2002). Des campagnes scientifiques et des programmes d'observation à la mer ont donc été créés dans le but d'évaluer plus précisément le niveau de rejet et les ressources halieutiques. Ce suivi des rejets coûte néanmoins très cher.

1.1.4. L'Europe et sa prise de position

Malgré la diminution des rejets au niveau mondial, les flottilles européennes ont toujours de fortes quantités de rejets : cette pratique est donc toujours communément utilisée (Rochet et al., 2002; Catchpole et al., 2005; Enever et al., 2007, 2009; Uhlmann et al., 2013). Les flottilles aux chaluts de fond sont souvent considérées comme les moins sélectives avec des proportions élevées de rejet (Alverson et al., 1994; Pascoe, 1997; Kelleher, 2005). Toutefois, certaines flottilles utilisant des engins différents contribuent aussi fortement aux rejets (ex : filets ou sennes ; Gonçalves et al., 2007 ; Cornou et al., 2017). Cette pratique est considérée pour beaucoup comme néfaste et devrait être interdite, d'où la campagne de protestation Fish Fight⁽⁶⁾. Sous les critiques de plus en plus fortes, les instances politiques ont décidé d'instaurer une **obligation de débarquement** dans le but de s'opposer encore plus efficacement à ce phénomène.

⁽⁶⁾ <http://www.fishfight.net>

1.2. L'Obligation de Débarquement

En Europe, les règles de gestion de la flotte de pêche et de préservation des ressources halieutiques sont définies par la Politique Commune des Pêches (PCP ; EU, 2013a). En 2013, cette dernière a introduit une obligation de débarquement (OD) au sein des pêcheries européennes.

1.2.1. Une nouvelle réglementation

Contenue dans l'article 15 de la PCP, l'OD impose aux pêcheurs de retenir à bord, d'enregistrer et de débarquer « toutes les captures des espèces faisant *l'objet de limites de captures* ou étant soumises, dans la mer Méditerranée, à des règles relatives aux tailles minimales » (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). Cette réglementation est appliquée progressivement pêcherie par pêcherie entre 2015 et 2019 (en commençant par les pêcheries pélagiques).

Elle vise principalement à réduire, voire éliminer, les rejets (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013), et vise accessoirement à améliorer l'état des ressources halieutiques, à inciter les pêcheurs à pratiquer une pêche plus sélective et à obtenir des données scientifiques plus précises sur les captures autrefois rejetées (Sigurðardóttir et al., 2015). Pour faciliter l'adaptation des pêcheurs à cette réglementation, la loi autorise le rejet de certaines espèces : les espèces dont la pêche est interdite (ex : requin pèlerin), les espèces dont le taux de survie est élevé, les espèces endommagées par des prédateurs et les espèces relevant d'exemption de minimis (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013; EU, 2015). Les exemptions de minimis autorisent les pêcheurs à rejeter une faible proportion de captures (moins de 5% du total des captures annuelles) à condition que le coût lié à son débarquement soit disproportionné ou que la mise en place de mesures sélectives soit difficile dans la pêcherie concernée (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). En plus des exemptions, des flexibilités interannuelles et inter-espèces sont autorisées (en transférant les quotas d'une année ou d'une espèce à l'autre) (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013).

En 2015, les modalités d'application de l'OD ont été instaurées par le règlement « omnibus » (EU, 2015). Ce texte stipule, par exemple, que les organismes inférieurs aux Tailles Minimales de Référence de Conservation (TMRC) doivent obligatoirement être vendus à la filière hors consommation humaine (ex : production de farines ou d'huiles de poissons, de cosmétiques, etc.), et que les quotas doivent

dorénavant être calculés en tenant compte des quantités autrefois rejetées. Le but est d'éviter des écarts trop importants entre les quantités autrefois débarquées et les quotas mis en place.

Au final, chaque Etat membre doit renseigner l'ensemble des modalités d'application de l'OD par le biais de plans pluriannuels. Ces plans contiennent notamment les dispositions d'application spécifiques à chaque pêcherie et à chaque espèce concernée par l'OD, ainsi qu'une liste d'exemptions pour les espèces qui répondent aux critères énumérés précédemment.

Au niveau mondial, plusieurs pays ont déjà adopté une réglementation similaire (Condie et al., 2014a). Dans ces pays, des changements importants ont été observés dans le fonctionnement des écosystèmes marins et des filières pêches. Sont-ils en adéquation avec les changements attendus en Europe ?

1.2.2. Enjeux et impacts de l'Obligation de Débarquement

L'objectif principal de l'OD est de réduire drastiquement les rejets au sein des pêcheries européennes. Quels sont les enjeux et les impacts de cette réglementation au niveau environnemental, social et économique ?

Au niveau environnemental

Au niveau environnemental, une interdiction de rejeter devrait réduire l'espace disponible à bord des navires de pêche (i.e., espace réservé à l'avenir aux captures non-désirées), ce qui devrait limiter les captures d'espèces-cibles et ainsi améliorer l'état des stocks concernés (Condie et al., 2014b). Par contre, en supposant que les pratiques de pêche n'évoluent pas sur le court terme, les captures non-désirées devraient rester relativement stables, d'où un état des stocks concernés inchangé. Pour les espèces dont le taux de survie est élevé et qui ne relèvent d'aucune exemption, l'état des stocks devrait même se détériorer puisque ces espèces ne seront plus rejetées après capture (Heath et al., 2014; Sardà et al., 2015). Sur le long terme, une amélioration des stocks pour les espèces non-désirées devrait néanmoins être envisageable à condition que le comportement des pêcheurs évolue vers des pratiques de pêche plus sélectives (Heath et al., 2014).

Compte tenu du fait que les rejets sont utilisés comme source de nourriture par de nombreux organismes marins, une diminution de ces derniers devrait impacter négativement certaines populations

d'oiseaux (Bicknell et al., 2013) et de mammifères marins (Wassenberg and Hill, 1990; Svane et al., 2008), ainsi que certaines populations benthiques et démersales (Depestele, 2017). De la même façon, Heath et al. (2014) suggèrent que ces impacts seront compensés par la meilleure sélectivité des pratiques de pêche.

Au niveau économique

Dans la mesure où les rejets ont des incidences négatives sur l'état des stocks et plus généralement sur la viabilité économique des pêcheries, leur diminution devrait créer « des conditions pour que le secteur de la pêche et de la transformation et les activités à terre liées à la pêche [soient] économiquement viables et compétitifs » (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). Qu'en est-il vraiment ?

En supposant que l'OD soit pleinement appliquée et acceptée par les pêcheurs, plusieurs facteurs pourraient affecter négativement la rentabilité des pêcheries. En premier lieu, **la présence d'espèces limitantes** (choke species en anglais), en particulier dans les pêcheries mixtes⁷ (Baudron and Fernandes, 2015). Ces espèces limitantes correspondent aux espèces pour lesquelles les quotas risquent d'être atteints le plus rapidement au sein d'une pêcherie (Schrope, 2010). Dès que le quota d'une espèce est atteint, la pêcherie doit cesser toute activité de capture même si elle dispose encore de quotas pour d'autres espèces. Cette cessation d'activité devrait entraîner des pertes économiques pour les pêcheurs (Russel et al., 2015; Mortensen et al., 2018). En second lieu, l'augmentation des captures (y compris celles non-désirées) à retenir à bord, à enregistrer et à débarquer devrait aussi impacter la rentabilité des pêcheries. Le traitement de captures supplémentaires devrait entraîner une augmentation des coûts de la pêche (MRAG, 2007; Condie et al., 2013; Villasante et al., 2015; Balazuc et al., 2016), à savoir (et toutes choses égales par ailleurs) :

- ❖ Du **coût de débarquement** (ex : augmentation des caisses et des quantités de glace) ;
- ❖ Du **coût du travail** (ex : augmentation du temps de tri, d'arrimage et débarquement) ;
- ❖ Du **coût de stockage** (ex : perte de revenus en raison d'une diminution de la capacité de cale pour les individus les plus valorisés) ;

⁽⁷⁾ La notion de pêcherie mixte se rapporte essentiellement au fait que plusieurs espèces sont capturées conjointement lors d'une même opération de pêche.

- ❖ Du **coût de transport** (ex : la capacité de cale pourrait facilement devenir limitante, les marées seraient donc écourtées avec un temps de transport et une consommation de gasoil plus importante) ;
- ❖ Du **coût de vente** (ex : perte de revenus en raison d'une diminution des ventes d'espèces-cibles) ;
- ❖ Des **taxes de débarquement** qui s'intensifient proportionnellement aux quantités débarquées (qui incluent les captures non-désirées).

En supposant que les captures non-désirées diminueront avec le temps, l'augmentation nette des coûts de la pêche devrait se dissiper (MRAG, 2007). Des impacts économiques positifs pourraient même apparaître à condition que les stocks d'espèces-cibles s'améliorent de manière significative (ex : accroissement des stocks, des biomasses de reproducteurs et de la taille moyenne des individus au sein d'un stock).

A terre, la rentabilité des entreprises risque aussi d'être fortement impactée. Au niveau des ports de pêche, des coûts supplémentaires sont à prévoir en raison des nouvelles dispositions de stockage, de transport, et de conditionnement, sans oublier l'augmentation de la main d'œuvre nécessaire au traitement des nouveaux débarquements (Catchpole et al., 2017). Des nouvelles industries de transformation (ex : production de farine animale, fabrication de cosmétique, etc.) devraient aussi apparaître dans le but de traiter les débarquements d'espèces sous-taille. Du point de vue administratif, les coûts de mise en œuvre et de contrôle de l'OD seront potentiellement très élevés (Sardà et al., 2015).

Au niveau social

A court terme, les incidences sociales sont incertaines car les entreprises de la filière pêche pourraient soit licencier (à cause des pertes économiques), soit embaucher (à cause de l'augmentation du travail) du personnel (MRAG, 2007).

En résumé

En résumé, des changements majeurs sont à prévoir à tous les niveaux de la filière pêche : modification de l'état des stocks, augmentation du travail à bord, écourtement des marées et diminution des revenus des pêcheurs. Les entreprises de pêche pourraient donc soit licencier, soit embaucher du personnel. Sur le long terme, le comportement des pêcheurs devrait évoluer vers des pratiques de pêche

plus sélectives, ce qui permettrait d'améliorer l'état des stocks. Cependant, il existe beaucoup d'incertitudes en ce qui concerne l'évolution du comportement des pêcheurs et donc de l'état des stocks. Il est donc difficile de prévoir les changements qui s'opéreront au sein de la filière pêche.

1.2.3. Les stratégies d'adaptation et d'atténuation

Pour limiter les impacts de l'OD sur la filière pêche, il existe deux catégories de stratégie: les stratégies d'adaptation et les stratégies d'atténuation. Une stratégie d'adaptation vise à adapter un système (ex : écologique, économique ou social) à une contrainte sans modifier le comportement des acteurs de ce système. Une stratégie d'atténuation signifie que le comportement des acteurs est modifié afin d'atténuer la contrainte (Smit et al., 1999).

Parmi les **stratégies d'adaptation** existantes, les pêcheurs optent principalement pour des adaptations réglementaires ou économiques. Les **adaptations réglementaires** visent à obtenir des exemptions, dans la mesure où il est démontré scientifiquement : soit qu'une espèce non-désirée a un fort de taux de survie après capture (i.e., exemptions liées à la capacité de survie), soit qu'améliorer la sélectivité des engins de pêche est particulièrement difficile ou que la gestion des captures non-désirées entraîne des coûts disproportionnés (i.e., exemptions de minimis). Ces démonstrations sont réalisées via des études ou des projets pilotes (ex : projet SURTINE⁽⁸⁾ visant à améliorer les connaissances sur la survie de la langoustine pêchée dans le golfe de Gascogne). Jusqu'à présent, plusieurs pêcheries ont déjà obtenu des exemptions pour diverses espèces (ex : EU, 2018). Quant aux **adaptations économiques**, elles sont mises en place par les pêcheurs lorsqu'ils cherchent à mieux valoriser les débarquements de captures non-désirées dépassant la taille minimale. Ce type de stratégie intéresse tout particulièrement les instances politiques : « au cas où les captures [non-désirées de taille suffisante] visées au paragraphe 1 seraient débarquées, les Etats membres ont à leur disposition (...) un soutien aux investissements pour apporter de la valeur ajoutée aux produits de la pêche » (EU, 2015). Des études ont d'ailleurs démontré qu'il existait des pistes de valorisation intéressantes (De Rozarieux, 2014; Mangi and Catchpole, 2014; Balazuc et al., 2016). Le problème est que ces stratégies d'adaptation ne permettent pas de réduire les rejets, elles ne constituent donc qu'une solution provisoire.

⁽⁸⁾ <http://www.aglia.fr/projet/surtine-4/>

En ce qui concerne **les stratégies d'atténuation** existantes, les pêcheurs tentent de réduire les captures non-désirées en modifiant soit la configuration des engins utilisés, soit le déploiement de ces engins dans l'espace et dans le temps (Eliassen et al., 2014). D'une part, **l'amélioration de la sélectivité des engins de pêche** a pour but de réduire les rejets en favorisant l'échappement des individus non-désirés avant qu'ils ne soient remontés sur le pont : « Trier sur le fond plutôt que sur le pont »⁽⁹⁾. Des projets et des études de recherche ont mis en lumière de nombreuses possibilités d'échappement au niveau des engins de pêche : grilles ou panneaux d'échappement, nappes séparatrices, mailles carrées, tailles de mailles plus grandes, etc. (Alzoriz et al., 2016; Batsleer et al., 2016; Mortensen et al., 2017; Prellezo et al., 2017; Kopp et al., 2018). D'autre part, un **déploiement plus sélectif des engins dans l'espace et dans le temps** a pour but de réduire les rejets en réallouant l'effort de pêche dans des zones et des périodes propices à l'évitement des captures non-désirées. Il s'agit des zones « (...) dans lesquelles il existe des preuves claires de concentrations élevées de poissons dont la taille est inférieure à la taille minimale de référence de conservation, ainsi que des zones de frai, ainsi que les zones qui sont réputées bio-géographiquement sensibles. Il convient de tenir compte également des zones de conservation existantes » (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). Ces solutions d'évitement peuvent être volontaires ou imposées (i.e., fermetures permanentes ou temporaires) (Bailey et al., 2010; Dunn et al., 2011; O'Keefe et al., 2013; Eliassen et al., 2014; Little et al., 2014). Une réduction de l'effort de pêche dans certaines zones ou périodes peut réduire considérablement les rejets en mer (Murawski et al., 2005; Poos et al., 2013). Dans le cas des évitements volontaires, une meilleure répartition de l'effort de pêche en fonction des quotas disponibles peut aussi permettre aux pêcheurs de retarder l'apparition d'espèces limitantes (Poos et al., 2010; Batsleer et al., 2013; Simons et al., 2015).

Les solutions techniques qui consistent à améliorer la sélectivité des engins de pêche sont souvent préférées par les pêcheurs. Toutefois, dans le cas des pêcheries mixtes où beaucoup d'espèces différentes sont capturées, ces solutions s'accompagnent généralement d'une réduction plus ou moins forte des captures ciblées (Vogel et al., 2017). De plus, les études et projets impliquent des recherches longues et coûteuses qui sont difficilement transposables à d'autres flottilles (Suuronen and Sardà, 2007; Catchpole

⁽⁹⁾ <http://www.aglia.fr/projet/redresse-6/>

et al., 2008a; Romero et al., 2010). Enfin, un engin de pêche ne pouvant pas être sélectif à 100%, il est important d'explorer des stratégies complémentaires. Par conséquent, cette thèse est consacrée à l'étude des stratégies d'évitement. Pour cela, il est indispensable au préalable de quantifier le niveau de capture, de déterminer sa composition, d'identifier ce qui est débarqué et rejeté, quand, par qui et où. Pour cela, l'exploitation des bases de données issues des programmes communautaires de collecte de données est indispensable. Quelles sont-elles et dans quel cadre s'inscrivent-elles ?

1.3. Un cadre communautaire de collecte de données

1.3.1. Historique

En 2000, la DCR (Data Collection Regulation en anglais) est le premier règlement à instaurer « un cadre communautaire pour la collecte et la gestion des données nécessaires à la conduite de la [PCP] » (EC, 2001). A partir de 2008, ce règlement a été remplacé par la DCF (Data Collection Framework en anglais) jusqu'en 2013 (EC, 2008), puis a été prolongé jusqu'en 2016 (EU, 2013). Ce dernier a adopté une approche multi-spécifique des captures en insistant sur la qualité des données, ainsi que sur une gestion écosystémique de la pêche. Pour la période 2017-2019, la DC-MAP (Data Collection Multi-Annual Programme en anglais) a été mise en place dans le but d'atteindre les nouveaux objectifs de la PCP (EU, 2017).

1.3.2. Les données collectées

Depuis la mise en place de la DCR, chaque Etat membre est obligé de collecter annuellement des données sur les navires de pêche, ainsi que sur l'activité de pêche, les captures (y compris les rejets) et la situation économique de ces navires (EC, 2008). Une description détaillée des indicateurs, des plans d'échantillonnage et des critères de qualité relatifs à toutes ces données est disponible dans les annexes de la Décision de la Commission 2008/949/EC (2008/949/EC, n.d.).

1.3.3. Les programmes nationaux

Pour répondre aux obligations du règlement, les Etats membres doivent élaborer des programmes nationaux dans lesquels les protocoles et les méthodes de collecte et d'analyse des données sont décrits. Ces programmes nationaux ont évolué avec les règlements et comprennent aujourd'hui :

- ❖ **Des programmes d'échantillonnage pluriannuels**, où les données biologiques, écosystémiques et socio-économiques sont collectées pour les navires et entreprises de pêche au niveau des zones de débarquement ou via une consultation des registres économiques.
- ❖ **Un programme d'observation à bord des navires de pêche**, qui comprend la collecte de données sur les débarquements et sur les rejets.
- ❖ **Des campagnes de recherche océanographique**, qui évaluent l'abondance et la répartition des ressources halieutiques, ainsi que l'impact de la pêche sur l'environnement.
- ❖ **Un programme de gestion et d'utilisation des données** à des fins scientifiques.

L'approbation de ces programmes nationaux et l'évaluation de la qualité des données collectées s'effectuent par des experts du Comité Scientifique, Technique et Economique de la Pêche (CSTEP). Une fois validées, ces dernières sont stockées dans des bases de données nationales sous trois formes : données primaires (individualisées par navire, par personne ou échantillon), données détaillées (les mêmes que les primaires mais sans identification possible des individus) et données agrégées (synthétiques). Les données détaillées et agrégées sont transmises aux JRC (Joint-Research Center en anglais), où elles sont regroupées à l'échelle européenne. Les experts du CSTEP utilisent finalement ces données afin de produire des avis scientifiques et des recommandations qu'ils restitueront aux Etats membres sous la forme de rapports annuels⁽¹⁰⁾. Les données disponibles dans ces rapports incluent uniquement des données agrégées à partir desquelles il est difficile de réaliser des études scientifiques précises. Il est donc nécessaire d'accéder aux données primaires stockées dans les bases de données nationales.

1.3.4. Le cas français

Le programme national français⁽¹¹⁾ (PNF) en vigueur pour la période 2011-2013 et 2014-2016 se divise en 4 modules selon le type d'indicateurs à produire pour l'évaluation de la pêche française : économique, biologique, transversale et campagne de recherche. Les données issues du dernier module sur les campagnes de recherche océanographiques n'étant pas utilisées par la suite, ce module n'est pas traité.

⁽¹⁰⁾ <https://stecf.jrc.ec.europa.eu/reports>

⁽¹¹⁾ <https://datacollection.jrc.ec.europa.eu/np/2013>

Le module économique

Le module économique vise à produire une trentaine d'indicateurs⁽¹²⁾ sur l'activité économique de la pêche française. Ces indicateurs sont calculés à partir de données économiques collectées auprès des navires de pêche immatriculés dans le registre national de la flotte de pêche commerciale et évoluant en : 1/ Mer du Nord, Manche et Atlantique, 2/ Méditerranée et Mer Noire et 3/ autres régions (Outre-mer notamment). Le PNF repose sur un plan d'échantillonnage aléatoire et stratifié par segment de flotte et par quartier maritime (2008/949/EC, n.d.). Un segment de flotte est composé de navires ayant la même classe de longueur et le même engin (ex : flottille des chalutiers de fond inférieurs à 12 mètres). Des échantillons d'une taille prédéfinie sont tirés au hasard au sein de chaque strate du plan d'échantillonnage. Le Laboratoire d'Économie et de Management de Nantes (LEMNA) collecte les données comptables pour les navires ayant une fiscalité déclarée, et l'Institut Français de Recherche et de l'Exploration en Mer (IFREMER) réalise des entretiens directs auprès des patrons-pêcheurs pour les autres navires. Les données collectées par enquête regroupent 60 variables économiques (taxes de criées, valeur brute des débarquements,...). Une fois l'ensemble des données validées, les indicateurs requis dans le cadre de la DCF sont réunis au Bureau des Statistiques des Pêches et de l'Aquaculture (BSPA), qui les transmet à l'Europe. Les indicateurs économiques sont agrégés par segment et classés selon les coûts suivants :

- ❖ **Coûts de carburant** : coût total du carburant.
- ❖ **Autres coûts variables** : l'ensemble des coûts (hors carburant) qui varient selon le niveau d'activité du navire (huile, appâts, vivres, glace, etc.).
- ❖ **Coûts de réparation** : coût d'entretien et de réparation du navire et de ses équipements
- ❖ **Autres coûts non variables** : coûts indépendants de l'activité et dont le navire doit s'acquitter pour son bon fonctionnement (primes d'assurance, coûts administratifs, etc.).
- ❖ **Coûts du personnel** : coût lié aux salaires versés aux salariés ainsi que les cotisations sociales s'y référant.

Le module biologique

Le module biologique vise à produire des indicateurs sur la distribution en taille des espèces capturées, ainsi que sur les quantités trimestrielles de rejets générées par la flotte de pêche

⁽¹²⁾ Annexe VI de la Décision de la Commission 2008/949/EC

(2008/949/EC, n.d.). L'échantillonnage se fait de manière coordonnée à bord des navires et aux points de débarquement, et concerne uniquement les principaux stocks halieutiques⁽¹³⁾ et métiers de pêche⁽¹⁴⁾. Un métier correspond à une zone, un regroupement d'engins spécifiques et un groupe d'espèces-cibles. Ici, nous nous intéressons uniquement au programme d'observation à bord des navires de pêche. Ce programme est présenté en détail dans la section 1.4.

Le module des données transversales

Sous la DCF, les Etats membres doivent produire des indicateurs transversaux⁽¹⁵⁾. Ces derniers regroupent des informations sur la capacité de pêche (nombre de navires, tonnage, puissance moteur et âge), l'effort de pêche (nombre de jours de mer, d'opérations de pêche, temps d'immersion, etc.) et les débarquements (quantité et valeur des débarquements, prix par espèce, etc.). Les données nécessaires à la production de ces indicateurs proviennent de sources très diverses :

- ❖ **Données déclaratives** : il s'agit des données issues des journaux de bord (logbooks en anglais) pour les navires de 10 mètres et plus, et des fiches de pêche pour les navires de moins de 10 mètres (EEC, 1983). Les patrons-pêcheurs y déclarent leur effort de pêche et les captures réalisées par engin, par jour de mer, par rectangle statistique⁽¹⁶⁾ et par espèce.
- ❖ **Données de vente** : ventes réalisées en criée (en volume et valeur) par les navires de pêche. Elles sont rendues disponibles via le Réseau Inter-Criées géré par FranceAgriMer.
- ❖ **Données géolocalisées** : données de surveillance des navires par satellite (VMS), qui incluent l'identification du navire, la position géographique, la date et l'heure de la position (EC, 2003a).
- ❖ **Calendriers d'activité** : données d'activité par navire et par mois, comprenant les principaux métiers pratiqués, ainsi que les deux principales zones de pêche fréquentées par métier (Berthou et al., 2008).

Dans le but d'éliminer les erreurs potentielles (surtout dans les données déclaratives), des estimations sur l'effort de pêche (nombre de jour de mer et d'heure de pêche) et les débarquements totaux (en quantité et valeur) sont réalisées à partir d'une validation croisée entre toutes ces sources de données

⁽¹³⁾ Annexe VII de la Décision de la Commission 2008/949/EC

⁽¹⁴⁾ Jusqu'à 90% des cumuls d'effort de pêche (en jours de mer) et de débarquements (en volume et valeur).

⁽¹⁵⁾ Annexe VIII de la Décision de la Commission 2008/949/EC

⁽¹⁶⁾ Stratification géographique proposée par la DCR où l'Atlantique Nord-Ouest est divisé en rectangle de 60' longitude et 30' latitude.

(Demanèche et al., 2010). L’algorithme SACROIS permet d’obtenir des estimations par navire, par séquence de pêche (i.e., une combinaison d’un jour de l’année, d’un engin de pêche et d’un rectangle statistique) et par espèce. Ces estimations (ci-après dénommées « statistiques des pêche ») sont considérées comme exhaustives.

1.3.5. Le Système d’Informations Halieutiques

En France, une grande partie des données primaires collectées pour répondre aux besoins de la DCF est stocké dans la base de données Harmonie du Système d’Informations Halieutiques (SIH) de l’Ifremer, dans le cadre d’un partenariat avec la Direction des Pêches Maritimes et de l’Aquacultures (DPMA) du Ministère de l’agriculture et de l’alimentation (Leblond et al., 2008). Le fonctionnement général du SIH est résumé dans la figure suivante :

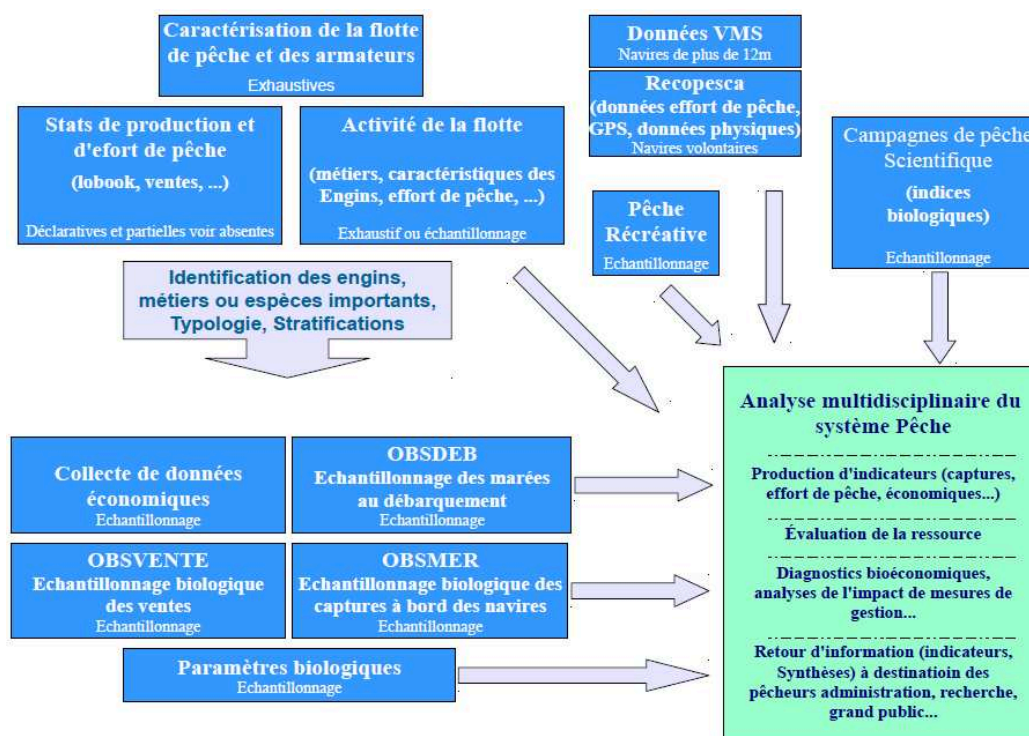


Figure 1.2 : Schéma récapitulatif du fonctionnement du SIH (source : Ifremer – SIH).

1.4. Le programme français d’observation à la mer

1.4.1. Présentation du programme Obsmer

Depuis la mise en place d’un cadre communautaire de collecte de données au niveau européen, le programme français d’observation à la mer (Obsmer) récolte des données à bord des navires de pêche

professionnelle. Piloté par la DPMA, ce programme s’inscrit dans le cadre d’un partenariat entre l’IFREMER et le Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages (CNPMEM). En se basant sur un protocole d’échantillonnage, il permet de collecter des données détaillées sur l’activité de pêche, ainsi que sur la composition et la quantité d’espèces débarquées et rejetées (Cornou et al., 2017). Ces données sont ensuite analysées afin de quantifier le niveau de rejet, de déterminer sa composition, d’identifier ce qui est rejeté, quand, par qui et où. Toutes ces informations sont finalement utilisées pour 1/ évaluer les stocks halieutiques (Cornou et al., 2017) ; 2/ approfondir les connaissances et mieux comprendre les métiers, les flottilles, les stratégies de pêche et la composition des captures (Rochet et al., 2002; Leleu et al., 2014a; Uhlmann et al., 2014) ; et 3/ contribuer à l’amélioration de la sélectivité des engins et des pratiques de pêche (Leleu et al., 2014b; Nikolic et al., 2015). Parmi les principaux métiers de pêche⁽¹⁷⁾, la réglementation impose que ceux qui rejettent plus de 10% du volume total des captures soient observés (2008/949/EC, n.d.). Depuis 2011, les observations à bord des navires ont globalement progressé (Fig. 1.3) ; les métiers aux chaluts de fond et aux filets représentent 80% de l’ensemble des marées échantillonnées.

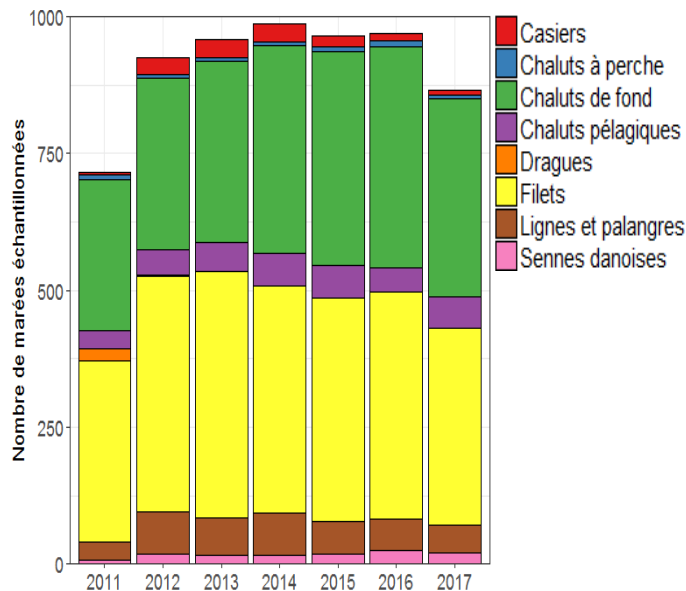


Figure 1.3 : Nombre de marées échantillonnées par groupe d’engins par le programme Obsmer entre 2011 et 2017.

⁽¹⁷⁾ qui représentent jusqu’à 90% des cumuls d’effort de pêche (en jours de mer) et des débarquements (en volume et valeur).

1.4.2. Construction du plan d'échantillonnage

Le programme Obsmer se base sur un échantillonnage aléatoire stratifié, où seulement une fraction de l'activité de pêche est observée. Les navires immatriculés dans le registre national de la flotte de pêche commerciale sont divisés en groupes homogènes (appelés strates) dans lesquels des échantillons sont tirés au hasard (Cochran, 1977). Les strates du programme Obsmer sont définies par trimestre et par métier de pêche (2008/949/EC, n.d.). Pour rappel, un métier correspond à un regroupement d'engins spécifiques, une espèce-cible ou un groupe d'espèces-cibles et une zone. Une liste de navires (se basant sur l'activité de pêche de l'année précédente) et un nombre de jours de mer/marées à échantillonner est déterminé au sein de chaque strate (Cornou et al., 2017). Les navires sont ensuite tirés au hasard et, pour chaque navire, une ou plusieurs marées sont échantillonnées : les captures sont alors observées. A partir des données collectées, une extrapolation finale est réalisée (c'est-à-dire une estimation des captures à l'échelle de la strate et à l'échelle de tous les navires de la flotte).

Les taux d'échantillonnage réalisés par les programmes européens d'observation à la mer sont compris entre 0,1% et 10%, ce qui entraîne généralement des estimations de faible précision (Borges et al., 2005, 2008; Enever et al., 2007; Catchpole et al., 2011; Fernandes et al., 2011; Jardim and Fernandes, 2013). Pour s'assurer qu'un nombre suffisant de données soit disponible, certains métiers peuvent a posteriori être regroupés selon les critères suivants : la zone de pêche, l'engin (ou groupe d'engins), l'espèce-cible (ou groupe d'espèces-cibles) et la longueur des navires (Cornou et al., 2017).

Cette stratification est établie de telle sorte qu'elle soit la plus représentative possible de l'activité de pêche. Elle est décrite de manière détaillée dans les plans d'échantillonnage.

1.4.3. Protocole d'observation et collecte de données

Pour une strate donnée, les navires à échantillonner sont sélectionnés aléatoirement par un observateur en mer, qui doit ensuite obtenir l'accord du patron-pêcheur pour embarquer lors d'une marée. Une fois à bord, l'observateur doit échantillonner les opérations de pêche (OP) selon un protocole précis (Fig. 1.4). Pour une partie des OP (un à deux tiers), tous les individus doivent être identifiés, pesés et mesurés en dissociant la partie retenue (i.e., débarquements) et la partie non-retenue (i.e., rejets). Quand les captures d'une espèce sont trop abondantes, un échantillonnage est réalisé. Pour les autres

OP, seuls les individus débarqués doivent être pesés et dénombrés (Cornou et al., 2017). Au final, les données collectées se divisent en 3 catégories :

- ❖ A l'échelle de la **MAREE** : caractéristiques techniques du navire (ex : identifiant, longueur, puissance moteur, port d'attache) et de la marée observée (ex : nombre d'OP et de jours de mer).
- ❖ A l'échelle de l'**OP** : dates et heures de début et de fin d'OP, type d'engin utilisé, métier pratiqué, coordonnées géographiques, etc.
- ❖ A l'échelle de la **CAPTURE** :
 - Pour toutes les OP, les quantités débarquées par espèce et par OP sont enregistrées.
 - Pour les OP où les parties retenues et non-retenues ont été échantillonnées, la taille des individus mesurés par espèce et par OP est enregistrée.

1.4.4. Les limites de ce programme

Le programme Obsmer se base sur un plan d'échantillonnage où les échantillons sont tirés au hasard dans chaque strate. Face aux nombreuses **contraintes administratives** (ex : interdiction d'embarquer sur des navires n'ayant pas les autorisations), **météorologiques** (ex : marées annulées par mauvais temps) et face aux **refus des patrons-pêcheurs** d'embarquer des observateurs (notamment parce que leur participation au programme est volontaire), le tirage des navires à échantillonner est rarement aléatoire : il y a donc un risque que l'échantillon ne soit pas représentatif de l'activité de pêche réelle. Aussi, les observateurs tendent à embarquer plus fréquemment sur des navires qu'ils connaissent au préalable. Par conséquent, les données d'observation à la mer et les estimations qui en sont issues comportent parfois des erreurs ou ne constituent qu'une vision partielle de la réalité (Cornou et al., 2017). Il peut également y avoir des erreurs lors de la collecte, de la saisie ou de la transmission des données.

Processus général des observations à bord des navires de pêche

Choix d'un navire en fonction du plan d'échantillonnage et du(des) métier(s) pratiqué(s).
Enregistrement des conditions de la marée et des OP réalisées : positions de pêche, temps de pêche etc.



Opération de pêche
CAPTURE

Copyright Ifremer

Tri par l'équipage

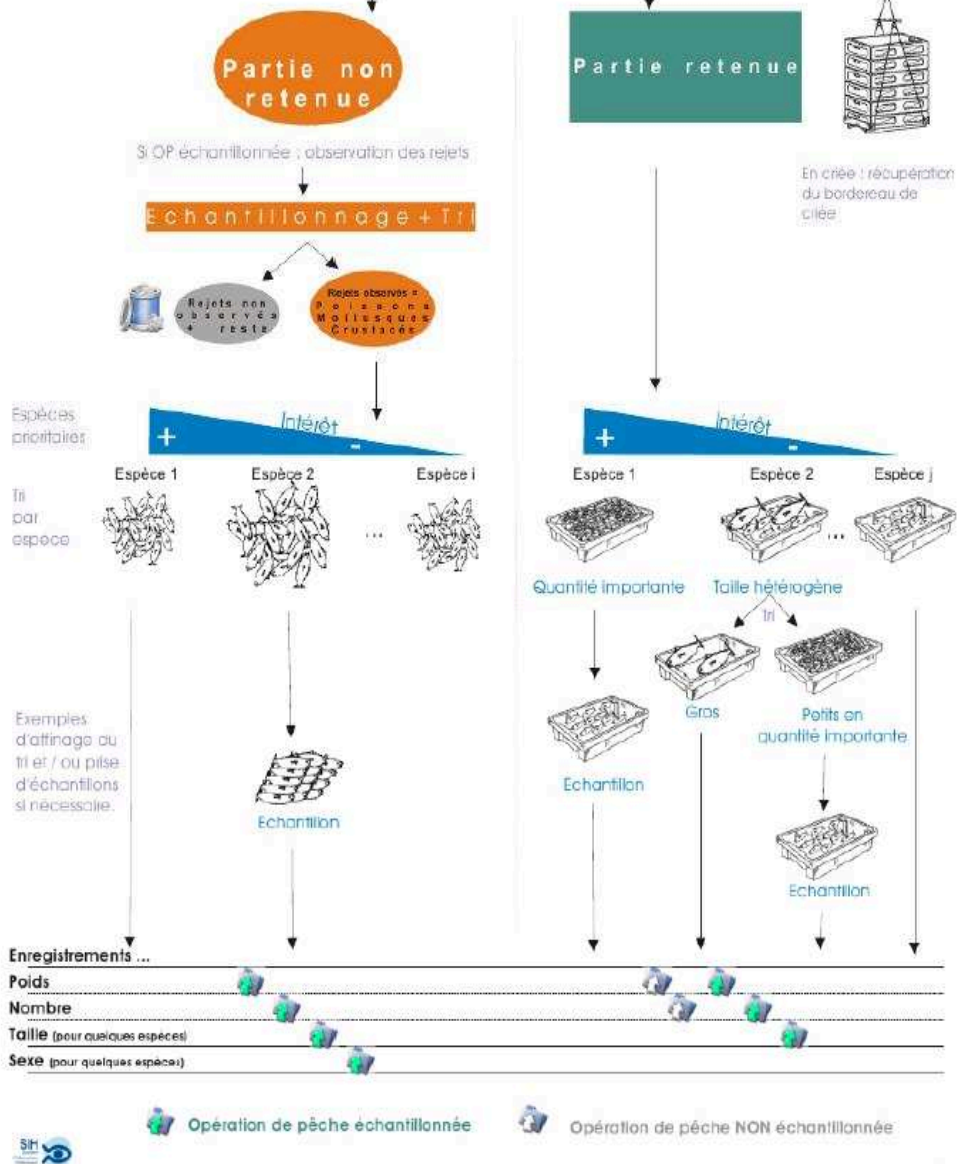


Figure 1.4 : Protocole d'échantillonnage à bord des navires de pêche professionnelle (source : SIH).

1.5. Caractérisation des rejets grâce aux données d'observation à la mer

1.5.1. Caractérisation des rejets

Les rejets en mer varient selon le type de pêche, l'espèce, la zone et la période de l'année (Stratoudakis et al., 1999; Borges et al., 2005; Uhlmann et al., 2014), à cause de facteurs tels que les conditions environnementales ou la composition spécifique des captures (Rochet and Trenkel, 2005). Le but étant d'identifier des stratégies d'évitement, il est donc important d'estimer les rejets en fonction du type de pêche, d'évaluer leurs variabilités spatio-temporelles et de déterminer les espèces qui les composent (Ye et al., 2000; Hall and Mainprize, 2005). Ces informations ont pour but de caractériser les zones et les périodes à éviter en raison de forts rejets. Les pêcheurs pourraient ainsi réallouer leur effort de pêche dans l'espace et dans le temps ; la mise en place de fermetures spatio-temporelles de l'activité de pêche pourrait être également affinée (Hall and Mainprize, 2005).

Pour répondre à cet objectif, les données issues des programmes européens d'observation à bord des navires de pêche sont couramment utilisées. Elles permettent de quantifier les niveaux de rejets en fonction du type de pêche, d'identifier ce qui est rejeté et quand (Stratoudakis et al., 1999; Rochet et al., 2002; Borges et al., 2005; Viana et al., 2011; Cornou et al., 2017). Toutefois, en ce qui concerne les variabilités spatiales (voire spatio-temporelles) des rejets, ces données sont difficilement exploitables. L'une des raisons est qu'elles sont spatialement distribuées de manière non-aléatoire. En effet, les programmes d'observation à la mer sont des programmes d'échantillonnage conçus pour observer in situ l'activité de pêche : puisque les pêcheurs ciblent des espèces dans des zones spécifiques, l'activité de pêche est distribuée de manière non-aléatoire dans l'espace (Sims et al., 2008; Augustin et al., 2013; Poos et al., 2013; Pennino et al., 2014). Par conséquent, l'étude des variabilités spatio-temporelles des rejets est nettement plus complexe.

1.5.2. Etude spatio-temporelle des rejets

L'étude des variabilités spatio-temporelles des rejets se base généralement sur des **méthodes explicatives ou prédictives** impliquant des **modèles mathématiques** (Sims et al., 2008; Lewison et al., 2009; Madsen et al., 2013; Poos et al., 2013; Viana et al., 2013; Maina et al., 2018). Ces derniers permettent de modéliser dans le temps et dans l'espace le lien de causalité qui existent entre les rejets et

de multiples facteurs d'influence (ex : type de pêche, zone, période, conditions météorologiques, etc.). Au fil des années, ces modèles sont devenus de plus en plus complexes (Viana et al., 2013; Pennino et al., 2014). Ils sont dorénavant capables de résoudre à la fois les problèmes techniques (ex : structure spatiale non-aléatoire des données) et les problèmes pratiques (ex : identification des zones et des périodes à fort rejets) de l'étude des variabilités spatio-temporelles des rejets. Les modèles actuels (ex : Poos et al., 2013; Viana et al., 2013; Pennino et al., 2014) permettent ainsi :

- ❖ De mieux **caractériser les facteurs d'influence** des rejets (ex : l'année, le mois, la zone, les espèces-cibles, le type d'engin, la taille du navire) ;
- ❖ De **produire des estimations** avec des niveaux d'incertitude de plus en plus faibles ;
- ❖ D'**identifier les zones et les périodes à forts rejets** ;
- ❖ De **créer des cartes** illustrant la distribution spatio-temporelle des rejets ;
- ❖ De **prédire l'abondance des rejets** dans des zones et des périodes non-échantillonnées par les programmes européens.

1.5.3. Les limites de ces modèles

De manière générale, les modèles actuels fournissent une description mathématique des mécanismes impliqués dans le rejet. Ils s'expriment généralement à l'aide d'une famille de distributions et d'hypothèses sur les facteurs d'influence (Zuur, 2009). Ces facteurs sont notamment susceptibles d'influencer la distribution spatiale et temporelle des rejets : facteurs sociaux (Catchpole et al., 2005b; Rochet and Trenkel, 2005), techniques (Stratoudakis et al., 2001; Rochet and Trenkel, 2005), environnementaux (Catchpole et al., 2005b; Rochet and Trenkel, 2005) et économiques (Catchpole et al., 2008b). Cependant, tous ces facteurs ne peuvent pas être intégrés en même temps par les modèles du fait des capacités limitées de calcul ; il est donc impératif de sélectionner au préalable les principaux facteurs d'influence. Leur sélection représente une source d'erreurs potentielle car l'exclusion de certains facteurs importants (ex : prix des espèces ou conditions environnementales) peut aboutir à une description incomplète des mécanismes impliqués dans le rejet ; d'où des conclusions erronées, telles que des erreurs d'identification des zones et des périodes à forts rejets (Viana et al., 2013). A partir de ces modèles, il est également difficile d'appréhender au mieux le caractère spatial non-aléatoire des données (Sims et al., 2008; Viana et al., 2013).

Enfin, les modèles sont généralement développés au cas par cas à l'échelle d'une espèce (Madsen et al., 2013), d'une région (Viana et al., 2013) ou d'une partie de la capture (ex : captures rejetées ; Pennino et al., 2014). Toutefois, l'évitement des zones et/ou des périodes propices aux captures non-désirées s'accompagne généralement d'une diminution des captures d'espèces-cibles, ce qui se traduit par des pertes économiques pour les pêcheurs. Lewison et al. (2009) a donc démontré qu'une étude sur les stratégies d'évitement doit intégrer simultanément les captures débarquées et rejetées non seulement pour une ou deux espèces, mais pour toutes les espèces capturées.

1.5.4. Une solution non basée sur des modèles

L'étude des stratégies d'évitement nécessite une approche structurée qui intègre le caractère non-aléatoire des données dans l'espace, qui permet d'identifier la distribution spatio-temporelle des débarquements et des rejets et qui soit applicable de manière systématique à plusieurs cas d'étude. En d'autres termes, cette approche doit permettre d'obtenir une meilleure compréhension des variabilités spatio-temporelles des captures et fournir un outil d'évaluation des mesures de gestion telles que les fermetures de l'activité de pêche. Et cela en fonction du type de pêche, de l'espèce, de la zone et de la période. Par conséquent, au lieu d'utiliser des méthodes explicatives ou prédictives, une méthode descriptive a été utilisée. Cette dernière n'a pas vocation à étudier le lien de causalité entre les débarquements ou rejets et les multiples facteurs d'influence.

1.6. Objectifs de la thèse

Ce projet de thèse s'intéresse spécifiquement à la gestion des rejets. Avec l'OD, les pêcheurs seront vraisemblablement incités à adopter des pratiques de pêche plus sélectives (i.e., des méthodes ou des engins permettant d'éviter les captures non-désirées). L'une de ces pratiques consiste à réallouer l'effort de pêche afin d'éviter les zones et/ou les périodes propices aux captures non-désirées, tout en favorisant le maintien des captures d'espèces-cibles. L'étude de ces stratégies d'évitement nécessite au préalable d'estimer les débarquements et les rejets selon le type de pêche, d'évaluer leurs variabilités spatio-temporelles et de déterminer les espèces qui les composent. Dès lors, cette thèse se divise en trois grands chapitres :

- (1) Développer une méthode de cartographie et d'analyse des données collectées à bord des navires de pêche afin de cartographier les débarquements et les rejets.
- (2) Concevoir une plateforme Big Data afin d'appliquer la méthode à grande échelle, et ainsi produire automatiquement des cartes pour l'ensemble des métiers de la pêche française.
- (3) Démontrer l'intérêt de cette méthode : cas des évitements de zones et/ou périodes propices aux captures non-désirées dans le contexte de l'OD.

Le chapitre 2 de la thèse traite du développement d'une méthode de cartographie des débarquements et des rejets à partir des données collectées à bord des navires de pêche. Regroupées spatialement au niveau des zones de pêche, ces données sont distribuées spatialement de manière non-aléatoire (i.e., regroupées au niveau des zones de pêche). La méthode de cartographie se base donc sur des grilles à mailles variables pour rendre compte de la structure spatiale particulière de ces données. Cette méthode permet ainsi de créer des cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles des débarquements et des rejets par espèce ou groupe d'espèces selon le métier de pêche.

Dans le chapitre 3, une plateforme Big Data est conçue afin d'appliquer la méthode des grilles à mailles variables à grande échelle (par exemple, à l'échelle de plusieurs métiers). Grâce à un système de stockage en ligne et un système d'analyse à haute performance, le traitement des données est grandement facilité (ex : réduction des temps de calcul). Un grand nombre de cartes peut ainsi être produit et analysé à l'échelle de la flotte nationale (ex : déterminer des seuils de significativité pour les indicateurs de qualité des cartes). L'ensemble des cartes valides est ensuite intégré à une interface de visualisation interactive. A partir de ces travaux, un métier de pêche est identifié – pour lequel l'enjeu des rejets est essentiel et les données sont satisfaisantes.

Dans le chapitre 4, les incitations économiques induites par l'OD à pratiquer ce métier de manière plus sélective sont analysées dans le cas des chalutiers de plus de 18 mètres de Boulogne-sur-Mer. Ce travail repose sur une analyse approfondie des données d'observation à la mer recueillies à bord des navires de pêche de 2011 à 2016, ainsi que des statistiques de pêche et des données économiques existantes. En appliquant la méthode de cartographie, plusieurs stratégies d'évitement sont finalement identifiées afin de réduire les captures non-désirées.


Enfin, le chapitre 5 conclut sur les travaux de thèse et discute plusieurs perspectives de recherches. L'une des principales perspectives est le développement d'un outil d'aide à la gestion des rejets disponible pour les scientifiques, les pêcheurs, les gestionnaires des pêches et les décideurs politiques.

Chapitre 2

Cartographie des débarquements et des rejets à partir des données d'observation à la mer

Dans ce chapitre, les données issues du programme français d'observation à la mer sont utilisées dans le but de cartographier les débarquements et les rejets de la pêche. Etant distribuées spatialement de manière non-aléatoire, ces données sont difficile à intégrer dans les modèles actuels. Une méthode alternative basée sur des grilles à mailles variables est donc développée et appliquée à deux métiers de pêche français en Mer Celtique et Ouest Manche Ouest.


Cette méthode a fait l'objet d'une publication scientifique dans le journal Fisheries Research, écrit en collaboration avec Anne-Sophie Cornou, Romain Prod'homme, Nicolas Taupin et Marie-Joëlle Rochet. L'article est reproduit ci-dessous tel qu'il a été publié :



Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Fisheries Research


journal homepage: www.elsevier.com/locate/fishres



Full length article

A method to address the non-random spatial distribution of on-board observer data to map landings and discards

Fabien Pointin^{a,b,*}, Anne-Sophie Cornou^a, Romain Prod'homme^a, Nicolas Taupin^c, Marie-Joëlle Rochet^a



A method to address the non-random spatial distribution of on-board observer data to map landings and discards

Fabien Pointin^{1, 2 *}, Anne-Sophie Cornou¹, Romain Prod'homme¹, Nicolas Taupin³ and Marie-Joëlle Rochet¹

¹ Ifremer, EMH, Rue de l'Île d'Yeu, B.P. 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France; e-mails: Anne.Sophie.Cornou@ifremer.fr; rprodhom@gmail.com; Marie.Joelle.Rochet@ifremer.fr

² SINAY Company, Consulting Office, 117 cours Caffarelli, 14000 Caen, France

³ Ecole Centrale de Nantes, LHEEA, CNRS UMR 6598, BP 92101, 44321 Nantes Cedex 3, France; e-mail: nicolastaupin@club-internet.fr

*Corresponding Author: Tel: +33 2 40 37 40 00, fax: +33 2 40 37 40 75; e-mail: fabien.pointin@partenaire-exterieur.ifremer.fr.

Abstract

The Landing Obligation is legislation meant to gradually reduce discards in European fisheries from 2015. Identifying spatial patterns of landings and discards is an important element in mitigating the effects of this legislation on fishing activity. On-board observer data have already been used to address this issue based on models involving statistical assumptions in relation to the non-random spatial distribution of data, which may cause errors in the parameters of interest. An alternative non-model-based mapping method using nested grids is applied to explore the spatial distribution of landings and discards for two French fishing métiers in the Celtic Sea and western English Channel from 2011 to 2016. The grid fineness and the estimate precision are found to depend mainly on the density and variability of on-board observer data. Moreover, an extensive coverage of fishing activity in space and time, and of all fishing vessels, is required to produce meaningful maps.

Keywords: landings, discards, on-board observer data, nested grid, fishing métier

2.1. Introduction

Discards are defined as unwanted fish retained by a fishing gear, which have been brought on board a fishing vessel and are returned into the sea (EC, 2002). In 2013, the Common Fisheries Policy introduced the Landing Obligation (LO) to eliminate discards in European fisheries (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). Since 2015, fishers have to gradually retain onboard, register and land all catches of species subject to quotas. To mitigate the effects of this legislation, fishers are encouraged to avoid areas with high abundance of unwanted fish (FAO, 2010; Bellido et al., 2011). Knowing spatial patterns of landings and discards could help to identify fishing zones to be avoided (i.e., high discards) or to be exploited (i.e., low discards and medium/high landings).

The French on-board observer programme (Obsmer) has collected data on fisheries landings and discards under the European Union (EU) data collection regulation (2002-2008) and the subsequent data collection framework (2008/949/EC, n.d.). Based on a sampling programme, its main purpose is to quantify discards, identify what is discarded, when and by whom (Cornou et al., 2017). As fishers target particular fish species at places where they know fish are, fishing activity is non-randomly spatially distributed (Sims et al., 2008; Augustin et al., 2013; Poos et al., 2013; Pennino et al., 2014). Previous studies have explored the spatial distribution of landings and discards using on-board observer data (Sims et al., 2008; Lewison et al., 2009; Viana et al., 2013; Pennino et al., 2014; Paradinas et al., 2016), based on models involving statistical assumptions in relation to the non-random spatial distribution of data, which may cause errors in the parameters of interest. An alternative non-model-based mapping method using nested grids (Gerritsen et al., 2013) is applied in this study. The method addresses the spatial non-randomness of data by adjusting the size of each grid cell as a function of the number of observations therein (i.e., small cell sizes are used in areas with many observations, and vice versa). This approach produces cells with a sufficient number of observations to make precise estimates.

A fishing métier is defined as “a group of fishing operations targeting a given species or group of species, using a given gear, during a defined period of the year and/or within a defined area, and which are characterized by a similar exploitation pattern” (2008/949/EC, n.d.). Two French fishing métiers with high discard proportions of species subject to quotas (Cornou et al., 2017) were selected to illustrate

the advantages and disadvantages of the method: the trawling métier targeting demersal species in the eastern Celtic Sea and the western English Channel, and the netting métier targeting demersal species, cephalopod and crustaceans in the western English Channel and West of Brittany; hereafter referred to as trawlers and netters respectively.

The mapping method is expected to address the non-random spatial distribution of the data, and the Obsmer samples are expected to be representative of fishing activity in space and time, and of all fishing vessels. These criteria are assessed using quantitative and qualitative indicators.

The potential of the nested grid method is established by exploring the spatial distribution of landings and discards for the two fishing métiers over the period 2011-2016. The following is a description of the data, case studies and mapping process, i.e., what are the grid parameters? How to create the nested grids from a division-based procedure? How to estimate landings and discards in each cell? Finally, quantitative and qualitative indicators are used to evaluate the resulting maps.

2.2. Material and methods

2.2.1. Data

The Obsmer data were collected by at-sea observers who were placed on fishing vessels for the duration of a fishing trip to sample catches during fishing operations (FOs), i.e., from the time of launching the fishing gear to when it is hauled aboard. Within a trip, a random sample of FOs, ranging from one-third to half, was observed during which the retained and non-retained portions of the catch were observed separately by identifying, weighing and measuring all species. For the non-observed FOs, landings were only weighed and counted (Cornou et al., 2017). Data also included the characteristics of fishing trips (duration, landing port, etc.) and FOs (gear type, fishing effort, geographical coordinates, etc.). The observed and non-observed FOs were combined to create the nested grid, but only the observed FOs were used to estimate landings and discards, and evaluate the resulting maps.

Fisheries statistics based on logbooks, sales, and fishing effort data from the Vessel Monitoring System were also used to estimate landings and discards, and evaluate the resulting maps. Logbooks included data on the quantity of fish retained on-board by individual vessel, fishing sequence (i.e., a combination of day, gear, and 60' longitude x 30' latitude rectangle – the size of the ICES statistical

rectangles) and species. Fish auction sales included data on vessel ID, date of sale, volume and landed value per species. To address potential discrepancies between these sources of data, a tool aiming at cross-checking them was applied (Demaneche et al., 2010). The most likely estimates of total landings and fishing effort were provided by individual vessel, fishing sequence and species.

Vessel characteristics including length, identification code, name, and harbour were also available for the whole fleet.

2.2.2. Case studies

The trawling métier, targeting demersal fish species with the use of single or twin-rig otter trawls in the eastern Celtic Sea and the western English Channel, is carried out by vessels larger than 18 m. Fishing activities remain relatively unchanged over the year. Fishing trips last on average 7 days. From 2011 to 2016, average annual discarded proportions varied between 20.1 and 32.3% (Fig. 2.1). The most important target and non-target species subject to quotas were haddock, whiting, European hake, cod, megrim, boarfish, anglerfish, cuckoo ray, and pollack. One to two percent of days-at-sea were observed (Fig. 2.2b), resulting in a total of 2,260 days-at-sea (Fig. 2.2a) and 7,152 FOs sampled for this métier.

The netting métier, targeting demersal fish species, cephalopods and crustaceans with the use of gill or trammel nets in the western English Channel and the West of Brittany, is carried out by vessels less than 15 m. Fishing trips last on average 1 to 2 days. Average discarded proportions varied between 12.9 and 20.5% from 2011 to 2016 (Fig. 2.1). The most important target and non-target species subject to quotas were angler fish, pollack, European hake, whiting, and common sole. A lower amount of FOs (1,902) was available for this métier, owing to the smaller size of the fleet (Fig. 2.2).

The next sections describe the processes of creating the nested grids, estimating landings and discards, and evaluating the resulting maps.

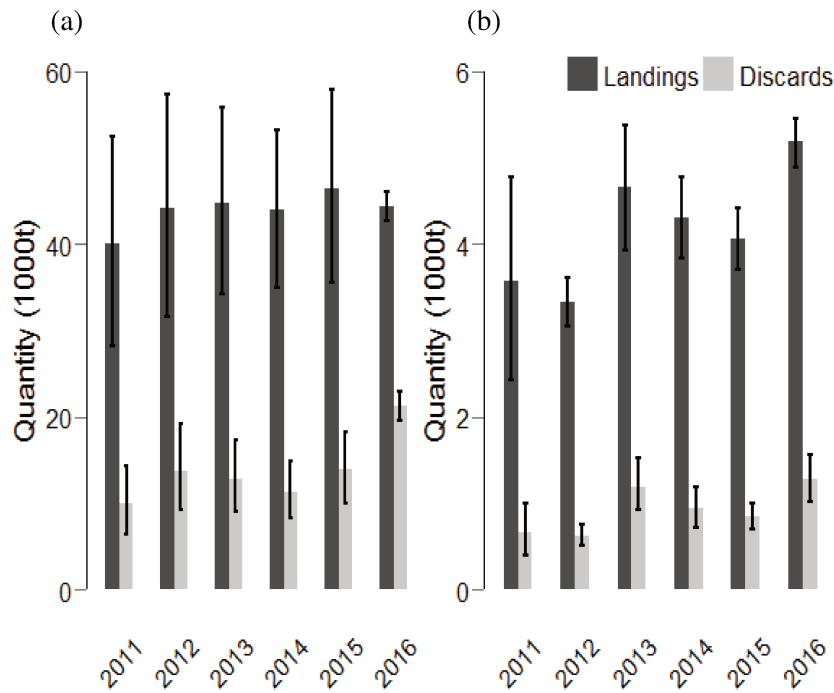


Figure 2.1: Annual estimates of total landings and discards (in 1000 tonnes) of all species, for (a) trawlers and (b) netters from 2011 to 2016 (Dubé et al., 2012; Cornou et al., 2013, 2014, 2015, 2016, 2017). Bars indicate sampling error calculated by bootstrap methods (Cornou et al., 2017). Note that the two y-axis differ by a factor of 10.

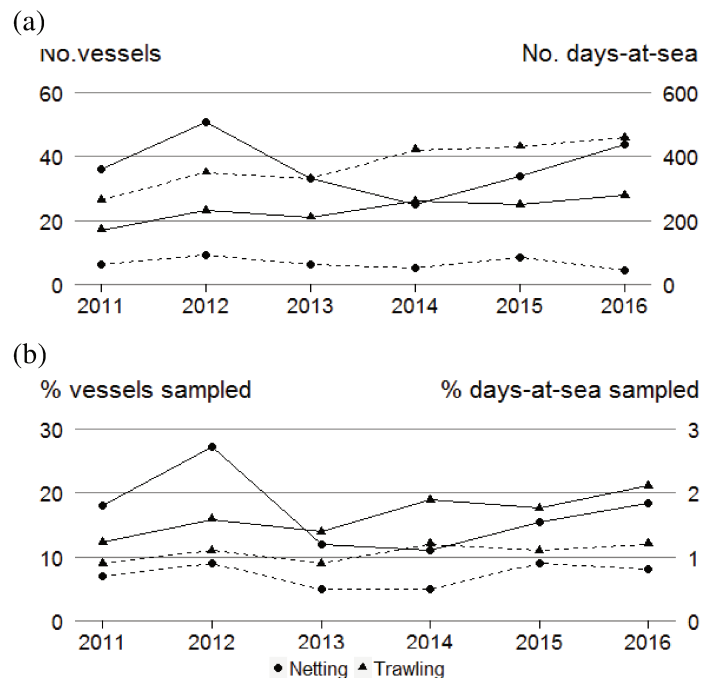


Figure 2.2: Sampling effort for trawlers (triangles) and netters (diamonds) from 2011 to 2016 (Dubé et al., 2012; Cornou et al., 2013, 2014, 2015, 2016, 2017). The left y axis indicates the (a) number and (b) proportion of vessels sampled (solid lines). The right y axis indicates the (a) number and (b) proportion of days-at-sea sampled (dashed lines).

2.2.3. Creating the nested grids

From the average geographical coordinates of each FO (i.e., midpoint from a straight line between the beginning and the end of a FO), the nested grids were constructed for each métier based on an iterative process of cell division. Starting with a coarse regular grid, each cell was divided one or several times according to the number of FOs therein (N). The division-based procedure required maximum N_{\max_i} and minimum N_{\min_i} FO thresholds to be determined for each cell size i .

Division-based procedure

The division-based procedure starts with a 60' longitude x 30' latitude regular grid ($i = 1$), where each cell with $N > N_{\max_1}$ is divided into two 30'x30' sub-cells ($i = 2$). The resulting cells are then divided into 30'x15' cells if $N > N_{\max_2}$. These cells are then repeatedly divided several times successively by latitude, then by longitude: 15'x15', 15'x7.5', 7.5'x7.5', 7.5'x3.75', 3.75'x3.75', 3.75'x1.875' and 1.875'x1.875'. This procedure ends when cells derived from cell divisions reach the smallest cell size or $N < N_{\max_i}$. In the latter case, cells with $N < N_{\max_i}$ are divided into the smallest possible cell, provided that all FOs are included in the resulting cell. For example, a 7.5'x7.5' cell with 10 points ($< N_{\max_5}$) located in the lowest left corner will be divided into a 3.75'x1.875' cell, provided that all 10 points are included in this cell. Cells with $N < N_{\min_i}$ are kept, but marked for low precision

Choice of the grid parameters

For each cell size i , N_{\min_i} was defined as the minimum numbers of FOs for which landings and discards were estimated with a given target precision. The target precision of the European on-board observer programmes was initially set to a coefficient of variation (CV) of 0.20 (EC, 2008), but was unachievable for numerous reasons (ICES, 2011). CVs of 0.20, 0.25, 0.30 and 0.35 were consequently investigated in this study.

From regular grids with the whole range of sizes (60'x30', 30'x30', 30'x15', 15'x15', 15'x7.5', 7.5'x7.5', 7.5'x3.75', 3.75'x3.75', 3.75'x1.875', 1.875'x1.875'), a resampling method was used to calculate a minimum FO threshold to estimate landings $N_{\min_{i,j}}(L)$ and discards $N_{\min_{i,j}}(D)$ per cell j and cell size i . A bootstrap procedure was conducted for each cell by replicating 200 times a number of samples ranging from 2 to 50 (by step of 2) of all observed FOs therein. Only cells with $N > 10$ were

considered for bootstrap treatment. The average quantity of landings and discards, and the associated CVs were calculated. As the average CVs were expected to decrease non-linearly with increasing sample size (Annexe 2.1), the following model was fitted: $CV \sim f(x)$ with $f(x) = ax + b$ and $x = 1/\sqrt{\text{sample size} - 1}$. This function was reversed to determine the sample sizes, i.e., $N_{\min_{i,j}}(L)$ and $N_{\min_{i,j}}(D)$, for which landings and discards were estimated with a given target CV: $\text{sample size} = (a / (CV - b))^2 + 1$.

To limit the influence of outliers, $N_{\min_i}(L)$ and $N_{\min_i}(D)$ were defined as the 3rd quartile of $N_{\min_{i,j}}(L)$ and $N_{\min_{i,j}}(D)$, respectively. Finally, N_{\min_i} was defined as follows: $N_{\min_i} = \max[N_{\min_i}(L), N_{\min_i}(D)]$; and N_{\max_i} as $2N_{\min_i}$ to make sure that at least one of the two sub-cells resulting from a cell division contained $N \geq N_{\min_i}$.

2.2.4. Method for mapping landings and discards

To map landings and discards in each grid cell, total landings and discards were estimated over the whole study area for each métier and for each of the most important target and non-target species subject to quotas. Total estimates were then distributed proportionally in each cell depending on local (i.e., per cell) estimated proportions computed using the observed FOs.

Estimating total landings and discards

For each métier m and each species s , total landings $L_{y,z}(m,s)$, in tonnes, per year y and ICES statistical rectangle z were computed using the fisheries statistics over the period 2011-2016. Total discards $D_{y,z}(m,s)$, in tonnes, were estimated using the discarded proportions $d_{y,z}^\circ(m,s)$ and total landings $L_{y,z}(m,s)$:

$$d_{y,z}^\circ(m,s) = \frac{d_{y,z}(m,s)}{c_{y,z}(m,s)} \quad (1)$$

$$D_{y,z}(m,s) = \frac{d_{y,z}^\circ(m,s) \times L_{y,z}(m,s)}{1 - d_{y,z}^\circ(m,s)} \quad (2)$$

where $d_{y,z}(m,s)$ is discards and $c_{y,z}(m,s)$ catch estimated from the observed FOs.

A discarded proportion larger than 0.9 (Eq. 1) means a high proportion of the catch was discarded, and so estimating total discards (Eq. 2) was imprecise. In those cases, total catch of all species $C_{y,z}(m)$, in tonnes, was raised from the observed catch of all species $c_{y,z}(m)$ using landings as raising variable

(Cornou et al., 2017):

$$C_{y,z}(m) = c_{y,z}(m) \times \frac{L_{y,z}(m)}{l_{y,z}(m)} \quad (3)$$

where $l_{y,z}(m)$ is the quantity of landings estimated from the observed FOs.

The proportion of the discarded species in the catch $c_{y,z}^{\circ}(m,s)$ was determined from the species composition in the observed catch:

$$c_{y,z}^{\circ}(m,s) = \frac{c_{y,z}(m,s)}{c_{y,z}(m)} \quad (4)$$

Equations (3) and (4) were then combined to estimate total catch $C_{y,z}(m,s)$ of the discarded species :

$$C_{y,z}(m,s) = C_{y,z}(m) \times c_{y,z}^{\circ}(m,s) \quad (5)$$

Total discards $D_{y,z}(m,s)$ were estimated by subtracting total landings $L_{y,z}(m,s)$ from total catch $C_{y,z}(m,s)$ for the discarded species:

$$D_{y,z}(m,s) = C_{y,z}(m,s) - L_{y,z}(m,s) \quad (6)$$

Distributing total estimates over the grid

The proportions of landings $l_i^{\circ}(m,s)$ per cell i were calculated from the mean observed quantity of landings $\bar{l}_i(m,s)$ per FO:

$$\bar{l}_i(m,s) = \frac{l_i(m,s)}{n_i(m,s)} \quad (7)$$

$$l_i^{\circ}(m,s) = \frac{\bar{l}_i(m,s)}{\sum_{i \in I} \bar{l}_i(m,s)} \quad (8)$$

where $n_i(m,s)$ is the number of FOs observed per métier m , per species s and per cell i ; $l_i(m,s)$ is the total landings per cell i computed using the observed FOs; and I is the set of grid cells.

Based on the hypothesis that fishing activity is homogeneous within a cell, total landings $L_i(m,s)$ per cell i were calculated as follows:

$$L_i(m,s) = \sum_{y=2011}^{2016} \sum_{z \in Z(m)} L_{y,z}(m,s) \times l_i^{\circ}(m,s) \quad (9)$$

where y is year from 2011 to 2016, and $Z(m)$ is the set of ICES statistical rectangles where m is operated.

The proportion $d_i^{\circ}(m,s)$, mean observed quantity $\bar{d}_i((m,s))$ and total quantity $D_i(m,s)$ of discards were calculated similarly.

Mapping landings and discards

To account for the different levels of fishing effort in each cell, total landings $L_i(m,s)$ and discards $D_i(m,s)$, in kilogrammes, were divided by the associated fishing effort, expressed in hours for trawlers and length of nets in kilometres for netters, to estimate landings and discards per unit of effort (LPUEs and DPUEs). Based on the same process as the previous sections, total fishing time $T_{y,z}(m=\text{trawlers})$, in hours, was computed for trawlers using fisheries statistics over the period 2011-2016. Total length of nets $E_{y,z}(m=\text{netters})$, in kilometres, was raised for netters from the observed length of nets $e_{y,z}(m=\text{netters})$ as in Eq. 3.

The proportions of fishing time $t_i^{\circ}(m=\text{trawlers})$ and length of nets $e_i^{\circ}(m=\text{netters})$ per cell i were calculated based on Eq. (7) and (8), then total fishing time $T_i(m=\text{trawlers})$ and fishing length of nets $E_i(m=\text{netters})$ per cell i were distributed over the nested grid based on Eq. (9).

LPUEs and DPUEs were finally calculated as the ratio of local landings/discards and fishing time for trawlers or length of nets for netters as follows:

$$\begin{aligned} LPUE_i(m=\text{trawlers},s) &= \frac{L_i(m=\text{trawlers},s)}{T_i(m=\text{trawlers})} \\ DPUE_i(m=\text{trawlers},s) &= \frac{D_i(m=\text{trawlers},s)}{T_i(m=\text{trawlers})} \end{aligned} \tag{10}$$

2.2.5. Quality indicators

The resulting maps relied on quantitative and qualitative indicators to evaluate the representativity of the Obsmer samples and the spatial distribution of FOs within each cell.

How representative the Obsmer samples are?

The Obsmer programme is based on a sampling plan defining the technical, temporal and spatial distribution of sampling effort. It is stratified to the finest level, and the sampling process is monitored in real-time to be the most representative of fishing activity in space and time, and of all fishing vessels. The specific characteristics of the Obsmer samples were compared to the larger populations by a

qualitative analysis of the distributions of data across vessel sizes, years and seasons. Indices of collocation were used to compare the spatial distributions of observed FOs (No.) with total fishing effort (days-at-sea) and total landings(tonnes) of all species computed using the fisheries statistics. A global index of collocation (GIC; Bez and Rivoirard, 2000) compared the distance between centres of gravity (i.e., mean location of a spatial distribution) and the mean distance between individuals taken at random and independently from each distribution:

$$GIC=1-\frac{\Delta G^2}{\Delta G^2+I_{z1}+I_{z2}} \quad (11)$$

where ΔG is the distance separating the two centres of gravity; I_{z1} and I_{z2} are inertias for two distributions which represent the mean square distance between an individual taken at random in the area and the centre of gravity (Bez and Rivoirard, 2000). A value of 0 indicated that FOs and fishing effort (or landings) were concentrated at different locations on one single point. A value of 1 indicated that the centres of gravity were concentrated together.

A local index of collocation (LIC; Bez and Rivoirard, 2000) was also used in case centres of gravity were similar with different underlying distributions (Woillez et al., 2009):

$$LIC= \frac{\int z_1(x)z_2(x) d(x)}{\sqrt{\int z_1^2(x)dx} \sqrt{\int z_2^2(x)dx}} \quad (12)$$

where $z_1(x)$ and $z_2(x)$ are FO density and fishing effort (or landings) at location x . A value of 0 indicated that $z_1(x)$ and $z_2(x)$ were never found simultaneously in sample locations ($z_1(x)z_2(x) = 0$). A value of 1 indicated that $z_1(x)$ and $z_2(x)$ were located in the same place. A significant level of similarity was set to 0.6 (Bourdaud et al., 2017).

Are FOs homogeneously distributed in cells?

The nested grid method was expected to address the non-random spatial distribution of FOs by reducing cells to a size smaller than the spatial scale of clustering, and so FOs were assumed to be randomly distributed with limited spatial patterns in each cell. Gerritsen et al. (2013) tested this hypothesis by comparing the mean distance ($\overline{r_A}$) of each point in a cell to its nearest neighbour with the expected mean nearest neighbour distance ($\overline{r_E}$) for randomly distributed points: $\overline{r_E} = 1 / (2\sqrt{\rho})$; where ρ is the density of points (Clark and Evans, 1954). The ratio of the observed $\overline{r_A}$ and expected $\overline{r_E}$ mean

distance was therefore expected to be 1 for randomly distributed points or 0 for points aggregated at one place. A ratio larger than 1 indicated a more regular point distribution. Only cells with $N > N_{min_i}$ were examined.

This is an exploratory analysis intending to illustrate the scope of the nested grid method. For trawlers, haddock was therefore examined individually, as it was one of the most landed and discarded species from 2011 to 2016. For netters, angler fish, pollack, European hake, whiting, and common sole were studied as a group of species.

2.3. Results

2.3.1. Nested grid method

FOs observed from 2011 to 2016 were non-randomly spatially distributed for the two fishing métiers. The 7,152 FOs for trawlers were mostly distributed in the eastern Celtic Sea and West of Ireland (Fig. 2.3a). The 1,902 FOs for netters were mostly distributed near the French coast in the western English Channel and West of Brittany (Fig. 2.3b).

At equivalent sample size, CVs of the discard estimates were higher than those of the landing estimates (Table 2.1), owing to the higher spatial and temporal variability in discards. For example, the same number of FOs per 15'x15' cell was required for trawlers to estimate landings and discards with a maximum CV of 0.20 and 0.35, respectively. At similar sample size, CVs of the landing/discard estimates were also higher for netters than for trawlers (Table 2.1), owing to the higher variability in the data collected on-board netters. For example, the same number of FOs per 15'x15' cell was required to estimate landings with a maximum CV of 0.20 for trawlers and 0.35 for netters.

Target precisions of 0.20 for the two fishing métiers, plus 0.25 and 0.30 for netters, required high values of N_{min_i} to estimate landings and discards, regardless of cell size (Table 2.1). Such values resulted in nested grids with high proportion of cells with low precision ($N < N_{min_i}$). The lowest achievable CVs for trawlers and netters were therefore set to 0.25 and 0.35, knowing that an increased CV will result in estimating landings and discards with a larger confidence interval. Accordingly, N_{min_i} was determined for each cell size (Table 2.1). Considering a small number of cells with $N > 10$ and a small average number of FOs per cell are likely to produce estimates varying greatly from repeated bootstrat

treatments, the 7.5'x3.75', 3.75'x3.75', 3.75'x1.875' and 1.875'x1.875' cell sizes were not used for trawlers.

For trawlers, the grid included 403 cells (Fig. 2.3a), 67% of which were 7.5' x 7.5' in size (Table 2.2). The intermediate cells contained 11.4 to 12 FOs on average, while the 7.5' x 7.5' cells contained 17.2 FOs. For netters (Fig. 2.3b), 133 cells made up the grid, 33% of which were 1.875' x 1.875' in size (Table 2.2). The intermediate cells contained 9.2 to 10.5 FOs on average, while the 1.875' x 1.875' cells contained 14.7 FOs. A total of 971 trawling and 360 netting operations were located in cells marked by low precision (Fig. 2.3), that is 14% and 19% of all observed FOs for each métier.

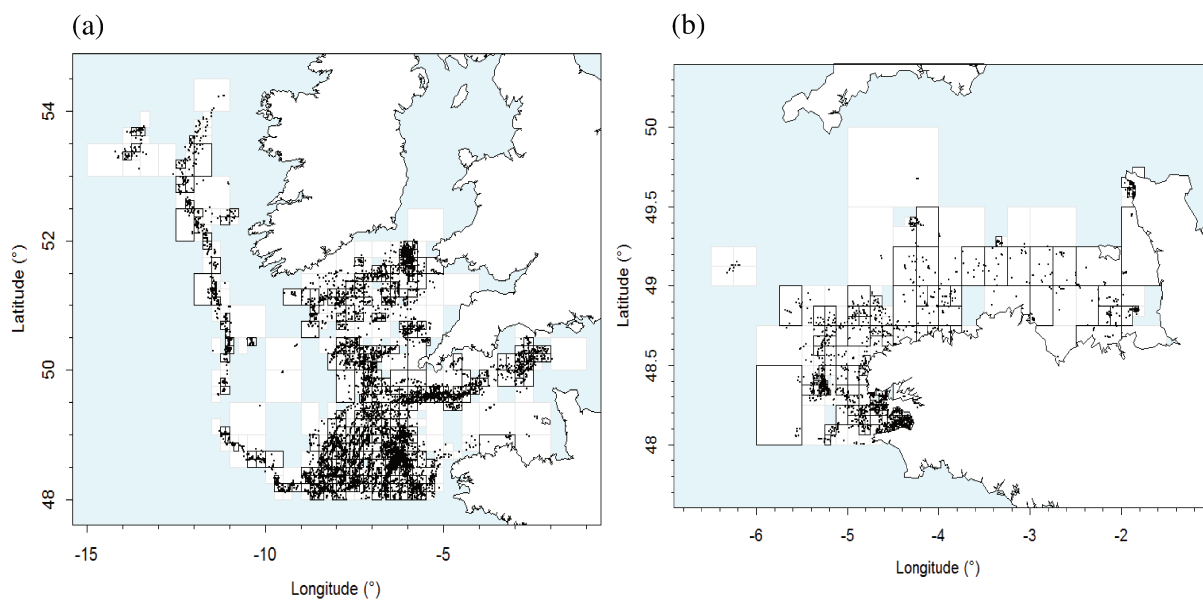


Figure 2.3: FOs (dots) observed from 2011 to 2016, and the associated nested grids (rectangles) for (a) trawlers and (b) netters. Black lines define cells with $N \geq N_{min_i}$, and grey lines define cells with $N < N_{min_i}$.

Table 2.1: Numbers of FOs required to estimate landings $N_{\text{mini}}(\text{L})$ and (discard $N_{\text{mini}}(\text{D})$) per métier and cell size with maximum CVs of 0.20, 0.25, 0.30 and 0.35. No. FOs: average number of observed FOs in each regular grid. No. cells: number of cells with $N > 10$ for bootstrap treatment. For each métier, the chosen CV (in grey) and N_{mini} (in bold characters) are highlighted.

	Cell sizes	CV0.20	CV0.25	CV0.30	CV0.35	No. FOs	No. cells
TRAWLERS	60'x30'	4 (22)	3 (9)	3 (6)	2 (4)	44.2	46
	30'x30'	5 (23)	3 (10)	3 (6)	2 (4)	31.4	60
	30'x15'	5 (19)	3 (9)	3 (5)	2 (4)	21.8	78
	15'x15'	4 (17)	3 (7)	2 (5)	2 (4)	16.3	81
	15'x7.5'	3 (19)	2 (8)	2 (5)	2 (4)	13.7	52
	7.5'x7.5'	3 (12)	2 (8)	2 (5)	2 (4)	13.6	17
	7.5'x3.75'	4 (21)	2 (15)	2 (249)	2 (8)	11.8	7
	3.75'x3.75'	3 (26)	2 (9)	2 (5)	2 (4)	12.0	1
	3.75'x1.875'	-	-	-	-	-	0
	1.875'x1.875'	-	-	-	-	-	0
NETTERS	60'x30'	23 (59)	10 (19)	6 (10)	4 (7)	144.4	9
	30'x30'	26 (73)	11 (23)	7 (12)	5 (7)	98.3	13
	30'x15'	29 (136)	10 (27)	6 (12)	4 (7)	65.4	19
	15'x15'	19 (44)	9 (25)	5 (12)	4 (6)	57.5	20
	15'x7.5'	17 (39)	8 (33)	5 (12)	4 (6)	42.8	25
	7.5'x7.5'	21 (67)	9 (22)	6 (10)	5 (6)	38.6	23
	7.5'x3.75'	22 (50)	9 (33)	6 (14)	5 (7)	33.9	23
	3.75'x3.75'	23 (77)	13 (23)	7 (15)	5 (8)	25.3	27
	3.75'x1.875'	29 (42)	11 (21)	7 (10)	4 (7)	19.4	28
	1.875'x1.875'	71 (48)	15 (16)	8 (12)	5 (6)	16.7	19

Table 2.2: Summary statistics of the grid cells for each métier. No. cells: number of cells per cell size.

	Cell sizes	No. cells	Average No. FOs per cell
TRAWLERS	60'x30'	1	12.0
	30'x30'	5	11.8
	30'x15'	7	11.4
	15'x15'	16	11.5
	15'x7.5'	105	11.5
	7.5'x7.5'	269	17.2
	Total	403	15.3
NETTERS	60'x30'	0	0
	30'x30'	2	10.0
	30'x15'	3	10.3
	15'x15'	11	10.2
	15'x7.5'	4	10.0
	7.5'x7.5'	17	9.2
	7.5'x3.75'	22	10.5
	3.75'x3.75'	16	10.2
	3.75'x1.875'	14	10.2
	1.875'x1.875'	44	14.7
	Total	133	11.6

The Obsmer sample for trawlers was representative of vessel sizes and fishing activity. The whole range of vessel sizes were satisfactorily covered by the Obsmer observations (Fig. 2.4a), and sampling effort was found temporally consistent with fishing effort per year (Fig. 2.4c) and season (Fig. 2.4e), despite some low rates of under- and oversampling. Sampling effort was also spatially consistent with fishing effort (GIC = 1 and LIC = 0.82; Annexe 2.2a) and landings (GIC = 0.99 and LIC = 0.76; Annexe 2.2c).

The Obsmer sample for netters was not as representative of vessel sizes and fishing activity. Large vessels ($\geq 7\text{m}$) were well covered by the Obsmer observations, but small vessels ($\leq 7\text{m}$) were under

sampled (Fig. 2.4b), owing to lack of space on-board these vessels. Sampling effort was temporally consistent with fishing effort per quarter (Fig. 2.4d), but there were significant differences across years (Fig. 2.4f). Sampling effort was otherwise spatially consistent with fishing effort (GIC = 0.88 and LIC = 0.83; Annexe 2.2b) and landings (GIC = 0.88 and LIC = 0.65; Annexe 2.2d).

FOs were found to be homogeneously distributed in most of the grid cells. For the two métiers, the majority of cell sizes displayed a nearest neighbour distance ratio close to 1, indicating a nearly random distribution of FOs (Fig. 2.5).

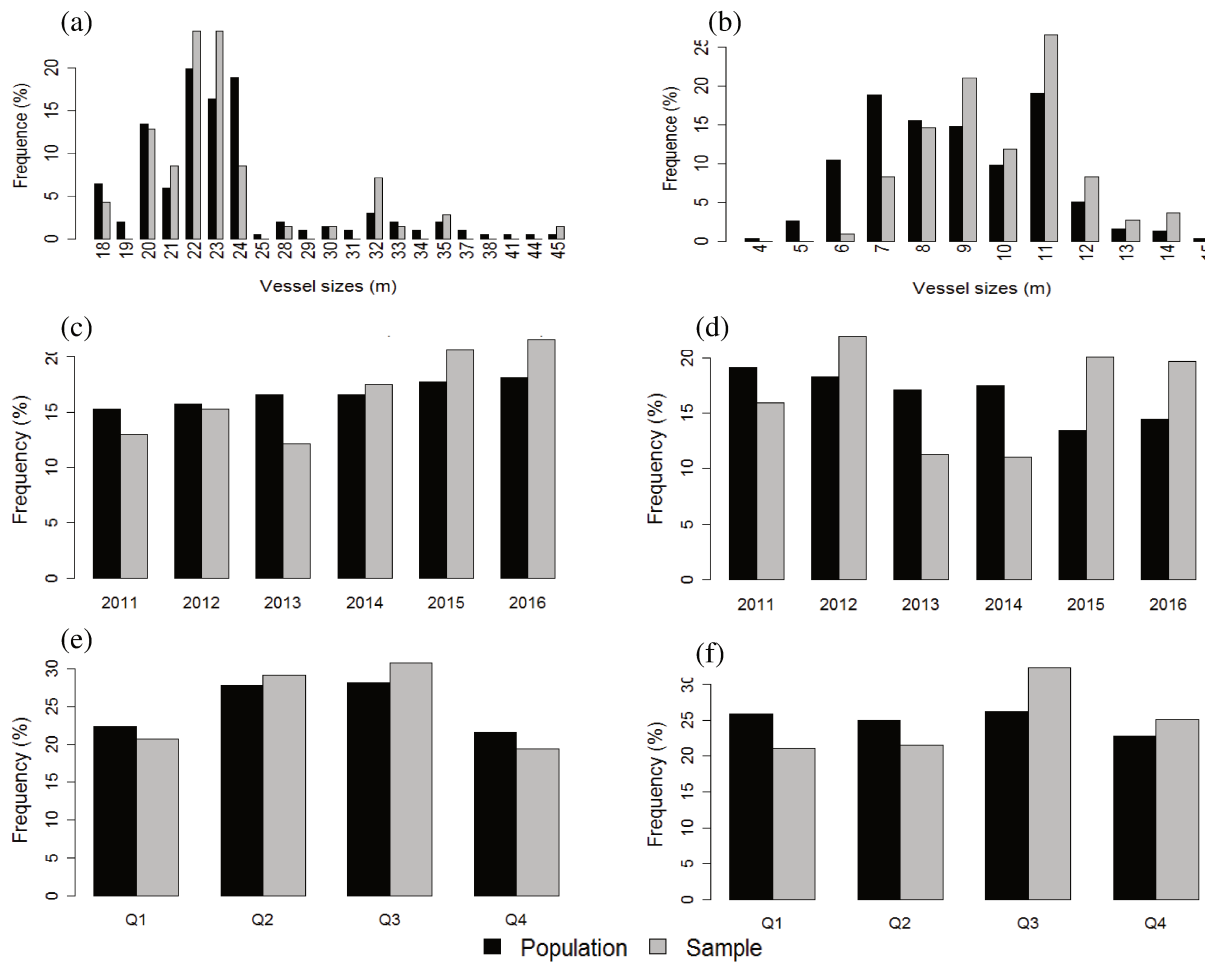


Figure 2.4: Distribution (%) of vessel sizes for the Obsmer samples versus the whole fleet (a,b), and of sampling versus actual fishing effort in trip numbers per year (c,d) and quarter (e,f) for (a,c and e) trawlers and (b,d and f) netters from 2011 to 2016.

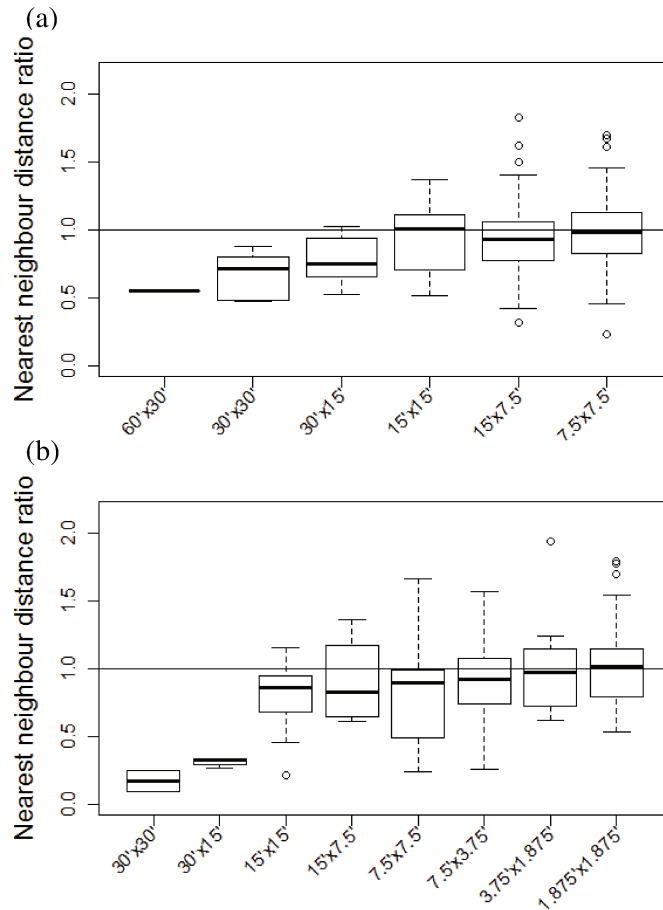


Figure 2.5: Nearest neighbour distance ratio for (a) trawlers with cells from 60' x 30' to 7.5' x 7.5' in size and (b) netters with cells from 30' x 30' to 1.875' x 1.875' in size. The horizontal line is the distance ratio expected under a random uniform distribution. The figure only includes cells with $N \geq N_{min}$.

2.3.2. Mapping LPUE and DPUE estimates

Average haddock landings and discards per hour trawling over the 2011-2016 period were estimated to 19.2 kg.h⁻¹ and 6.7 kg.h⁻¹ (Fig. 2.6). Fishing areas with highest LPUEs (Fig. 2.6a) were located in the mid- to northern part of the Celtic Sea (23-218 kg.h⁻¹), and off the west coast of Ireland (23-202 kg.h⁻¹). The former area was also associated with high discards (20-141 kg.h⁻¹; Fig. 2.6b). In contrast, the region off the west coast of Ireland was associated with low discards (< 20 kg.h⁻¹). Haddock were mostly discarded in areas with high landings (Fig. 2.6a), except for one area in the northern part of the Celtic sea (Fig. 2.6b) with low LPUEs (<23 kg.h⁻¹) and high DPUEs (53-141 kg.h⁻¹).

Netters landed and discarded on average 18.8 kg.km⁻¹ and 1.9 kg.km⁻¹ over 2011-2016 (Fig. 2.7). Three main fishing areas with high LPUEs were identified (Fig. 2.7a): two isolated areas in the eastern region of the western English Channel (23-68 kg.km⁻¹), and in a wider area off the west coast of Brittany

(8-198 kg.km⁻¹). The fishing area off the west coast of Brittany was also characterised by high DPUEs (Fig. 2.7b): 9-16 kg.km⁻¹.

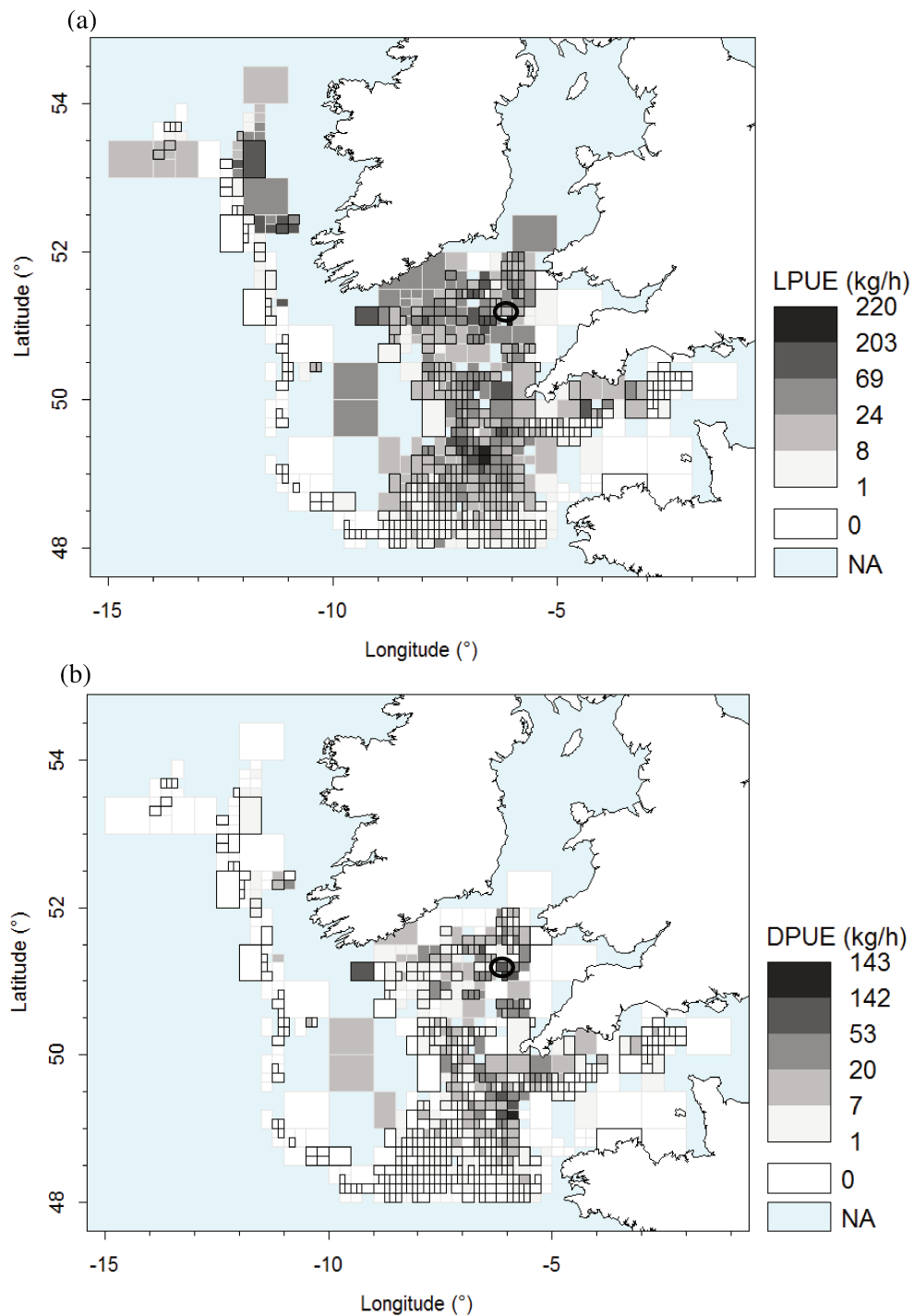


Figure 2.6: Map of (a) LPUE and (b) DPUE (kg.h⁻¹) of haddock for trawlers. The average LPUE over 2011-2016 is 19.2 kg.h⁻¹, and DPUE is 6.7 kg.h⁻¹. No. FOs = 7,152. No. fishing trips = 210. Size of observed vessels = 18 – 46 m. The ellipse on each map outlines a fishing area with low LPUEs and high DPUEs.

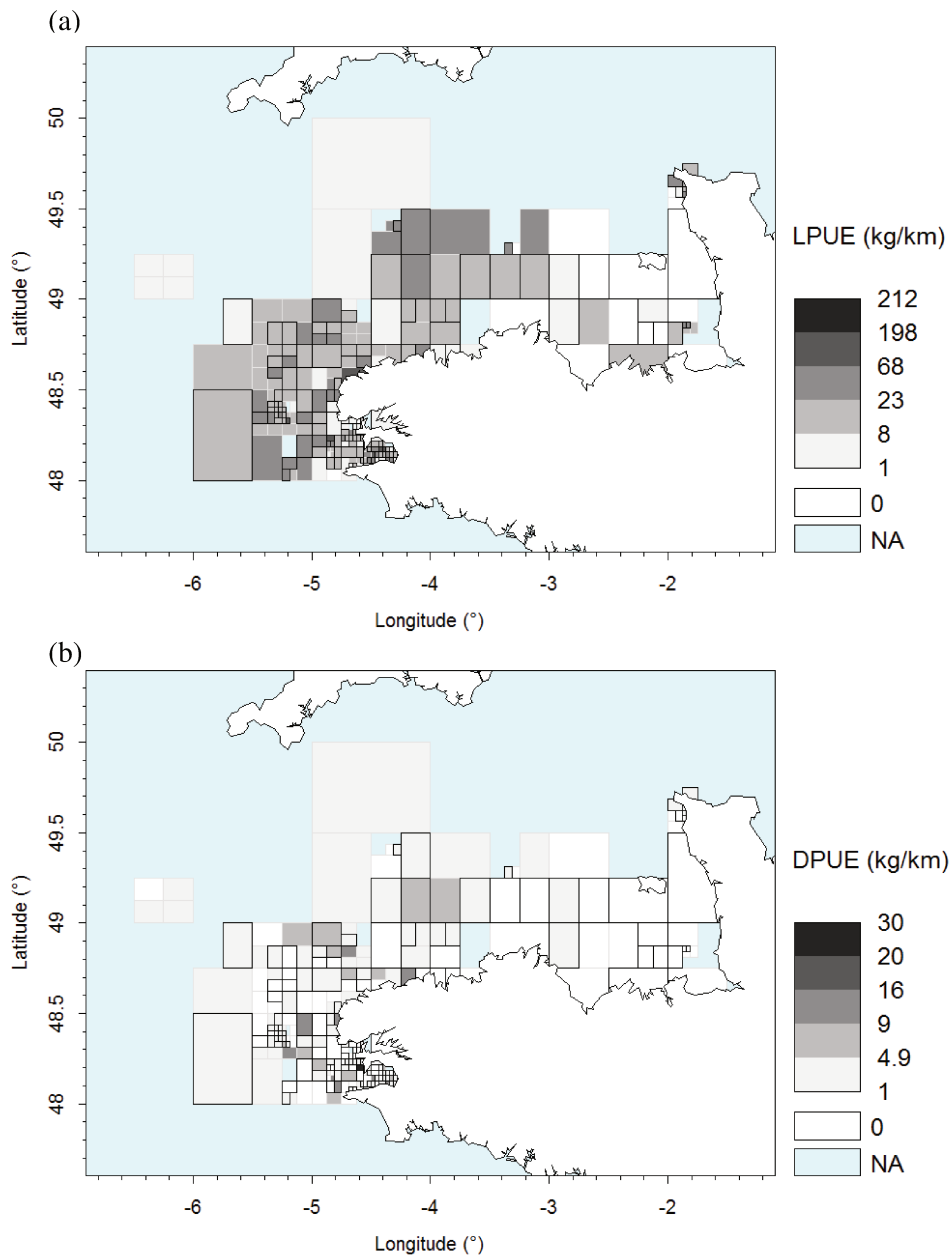


Figure 2.7: Map of (a) LPUE and (b) DPUE ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-1}$) of the 5 most important target and non-target species subject to quotas for netters. The average LPUE over 2011-2016 is $18.8 \text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$, and DPUE is $1.9 \text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$. No. FOs = 1,902. No. fishing trips = 488. Size of observed vessels = 5 – 15 m.

2.4. Discussion

For trawlers, the grid comprised 403 cells in which the average number of FOs per cell varied from 11 to 17 depending on cell size. The Obsmer sample was representative of vessel sizes and fishing activity, and FOs were randomly distributed in almost all cells. Results showed that avoiding one fishing area might decrease haddock discards in the northern part of the Celtic sea. For netters, the grid was characterized by a smaller number of cells (133) with smaller sizes and smaller average numbers of FOs

per cell (11-15). The Obsmer sample was not as representative of vessel sizes and fishing activity, but FOs were randomly distributed in almost all cells.

The following discusses the grid characteristics, the quality indicators, the landing and discard estimation process, and the broader applications of the mapping method.

2.4.1. Nested grid characteristics

The grid parameters are defined to enhance the grid fineness and the estimate precision. They depend on the density and variability of FOs. The density of FOs affects the amount of cells used for bootstrap treatments. For the trawlers, the low (or zero) numbers of the smallest cells (i.e., from 7.5'x3.75' in size) result from the low FO density, which makes it impossible to determine the parameter values. These parameters also depend on the spatial and temporal variability in landings and discards: a higher degree of variability in the data induces higher parameter values. The highest variabilities are found in the discard data and in the data collected on-board netters, since netters encompass five sub-métiers (gill or trammel nets targeting either demersal fish species, cephalopod or crustaceans) compared to only the two sub-métiers for trawling (single or twin-rig otter trawls, all targeting a mixture of demersal fish species).

2.4.2. Nested grid quality

The Obsmer sample for trawlers is considered technically, temporally and spatially consistent with the whole fleet. The low rates of under- or oversampling observed from the data are not likely to affect the resulting maps as the actual trawling activity is relatively constant over years and seasons.

For netters, the Obsmer sample is also considered technically, temporally and spatially consistent with the whole fleet. The sample is not representative of vessels less or equal to 7 m, but the resulting maps are expected to be slightly affected as those vessels represented only 14% of the whole fleet and accounted for the lowest levels of catch. As the netting activity is more constrained by weather conditions, there are significant differences between sampling and actual fishing effort per year, but fishing activity is considered constant from year to year (Leleu et al., 2014a).

2.4.3. LPUE and DPUE estimates

Each cell of the nested grid contains a minimum number of FOs, depending on cell size, for which landings and discards are estimated with a target precision. This target precision is expressed in terms of the CVs (i.e., relative uncertainty): the lower the CVs, the more precise are the estimates. At the end of the mapping process, the mean relative uncertainty of the outputs is assumed to be expressed as a maximum CV of 0.25 for trawlers and 0.35 for netters.

Spatial patterns of landings and discards for trawlers are consistent with Anon (2011): high landings in the Celtic Sea and west of Ireland, and high discards in the Celtic Sea. These maps help to identify appropriate fishing grounds to reduce unwanted haddock bycatch in the northern part of the Celtic sea. Under the LO, haddock bycatch would otherwise require time (e.g., sorting time) and room (e.g., in the storage room) to be landed, and would also be counted against available quotas.

For netters, no fishing grounds appear to reduce significantly unwanted bycatch. Further analysis should explore LPUEs and DPUEs by individual species or on a shorter time-scale, since this métier is seasonal (Cornou et al., 2017).

2.4.4. Advantages and disadvantages of the method

The method requires specific grid parameters for each fishing métier and each cell size to ensure landings and discards are estimated with a target precision. These parameters depend mainly on the density and variability of data: high-density data with low levels of variability result in nested grids with the smallest size and lowest parameter values. An extensive observer coverage of fishing effort in space and time, and all fishing vessels provide meaningful maps for which all quality criteria are met. The maps of landings and discards over the period 2011-2016 are the best results obtained at the moment. To identify seasonal or inter-annual changes in landings and discards, maps could be created for each year or season, provided observer coverage would be sufficient at finer temporal resolution.

The resulting maps could help to identify scenarios to reallocate fishing effort on medium to large scales. To ease the process, an atlas of landings and discards for all métiers with sufficient on-board observer data could be developed. Owing to the coarse scale of maps when observer coverage is low, the produced maps may be more useful to fisheries managers than to fishers. The method is easily

implemented, and could also be used to map the distribution of catches, landings and/or discards on different scales (e.g., a fleet, a group of vessels or a harbour). Additional information could be incorporated, such as fishing costs and revenues, or the volume of bycatch which will likely be landed under the LO. These types of maps might be of more interest to fishers. Management measures (e.g., area and seasonal closures) or stock abundance information could also be incorporated.

Acknowledgments

This work is part of a PhD project funded by the French Association Nationale de la Recherche et de la Technologie and SINAY Company. It is also part of the Discardless project which received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under Grant Agreement No. 633680. Data were retrieved from the "Système d'informations Halieutiques", with permission by the Direction des Pêches Maritimes *et de l'Aquaculture*. The authors express their gratitude to all fishers who took observers on-board their vessels, and wish to thank Rocio De Abril Joo Arakawa, Marianne Robert, and Verena Trenkel (IFREMER) for providing ideas and valuable feedback on this work.

Chapitre 3

Utilisation d'une plateforme *Big Data*

Big data is like teenage sex everyone talks about it, nobody really knows how to do it, everyone thinks everyone else is doing it, so everyone claims they are doing it.

Ariely

Dans le chapitre précédent, une méthode de cartographie basée sur des grilles à mailles variables a été développée. S'appuyant sur les données collectées à bord des navires de pêche, elle a été conçue pour créer des cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles des débarquements et des rejets par espèce ou groupe d'espèces selon le métier de pêche. Toutefois, des problèmes se posent lorsqu'elle doit être appliquée à grande échelle (par exemple, à l'échelle de plusieurs de métiers de pêche) : temps de calcul et d'évaluation de la qualité des cartes longs, etc.

Dans ce chapitre, une plateforme basée sur des technologies Big Data est donc utilisée. Grâce à un système de stockage en ligne et un système d'analyse à haute performance, le traitement des données est grandement facilité (ex : réduction des temps de calcul). Un grand nombre de cartes de débarquements et de rejets sont ainsi produits par métier, en regroupant ou non les années, les trimestres et les espèces. L'ensemble des cartes est ensuite analysé afin de définir des seuils de significativité pour les indicateurs de qualité de ces dernières. Pour les cartes valides, une interface informatique est développée dans le but de les visualiser de manière interactive, ce qui permet d'identifier un cas d'étude pour la suite des travaux.

3.1. Introduction

Depuis 2015, l'Obligation de Débarquement (OD) impose aux pêcheurs de débarquer toutes les captures d'espèces soumises à quotas, dont celles qui étaient jusqu'ici rejetées (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). Cette réglementation doit inciter les pêcheurs à pratiquer une pêche plus sélective en modifiant soit la configuration des engins utilisés, soit l'application de ces engins dans l'espace et dans le temps (Eliassen et al., 2014). Dans ce dernier cas, l'effort de pêche doit être redéployé afin d'éviter les zones et les périodes propices aux captures non-désirées (Branch and Hilborn, 2008; Batsleer et al., 2013; Simons et al., 2015). Pour limiter les pertes économiques, ces stratégies d'évitement doivent aussi permettre de maintenir les captures commerciales ou ciblées (Lewison et al., 2009).

Ces stratégies ne sauraient concerner l'ensemble de la pêche française. Plusieurs études ont en effet souligné le caractère idiosyncratique des rejets et des stratégies d'atténuation (Catchpole et al., 2014a; Leleu et al., 2014a; Uhlmann et al., 2014; Sigurðardóttir et al., 2015). Ces dernières doivent donc être développées au cas par cas à l'échelle du navire ou du port de débarquement. Pour cela, il est important d'identifier au préalable quelques cas d'étude intéressants, dans le sens où ils sont susceptibles d'utiliser des stratégies d'évitement (i.e., ils produisent beaucoup de rejets à des endroits et à des moments différents). Pour les identifier, des connaissances plus approfondies sont nécessaires sur les variabilités spatio-temporelles des captures (i.e., débarquements et rejets) et sur la composition spécifique de ces captures en fonction du type de pêche (Ye et al., 2000; Hall and Mainprize, 2005).

Avec la méthode des grilles à mailles variables (Chapitre 2), l'étude détaillée des débarquements et des rejets est réalisable à partir des données collectées à bord des navires de pêche. Cette méthode permet de créer des cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles des débarquements et des rejets par espèce ou groupe d'espèces pour tous les métiers échantillonnés via un programme d'observation à la mer (à condition que les données disponibles soient suffisantes). Les cartes produites sont ensuite validées à partir d'une analyse qualitative de plusieurs indicateurs. Grâce à ces travaux cartographiques, il serait finalement possible d'identifier quelques métiers pour lesquels les pêcheurs seraient susceptibles d'adopter des stratégies d'évitement. Toutefois, dans ce cas-là, l'utilisation des grilles à mailles variables se heurte à plusieurs problèmes qu'il faut régler au préalable : 1/ le gros volume de données à traiter

empêche le bon fonctionnement des systèmes de stockage et d'analyse utilisés jusqu'à présent ; 2/ des seuils de significativité pour les indicateurs de qualité des cartes doivent être définis par l'étude d'un grand nombre de cartes ; et 3/ il faut pouvoir visualiser les cartes produites de manière simple.

Les problèmes liés aux systèmes de stockage et d'analyse de données ont été résolus grâce à des technologies Big Data (« mégadonnées⁽¹⁸⁾ » en français). De plus en plus répandu ces dernières années, le concept de Big Data reste globalement incompris (Gandomi and Haider, 2015). Dans ses travaux, Dumbill (2013) s'y réfère lorsque : « data exceeds the processing capacity of conventional database systems. The data is too big, moves too fast, or does not fit the structures of database architectures ». En d'autres mots, l'auteur prétend que les technologies Big Data règlent les problèmes liés au traitement et à la gestion des données lorsque celles-ci sont volumineuses. D'ailleurs, Laney (2011) les décrit comme une famille d'outils répondant à la problématique dite des « 3V » : un grand VOLUME de données à traiter, une grande VARIÉTÉ de sources (non-structurées, organisées,...) et une grande VÉLOCITÉ à atteindre (fréquence de création, collecte et partage de ces données). En résumé, les technologies Big Data permettent de s'affranchir d'une ou plusieurs de ces problématiques. Plus particulièrement, elles permettent d'exploiter au maximum le contenu des données disponibles au travers de nouveaux systèmes de stockage, d'analyse, de contrôle et de sécurité (Huang et al., 2015). Dans cette thèse, les données étant déjà contrôlées et sécurisées, seuls les systèmes de stockage et d'analyse ont été explorés.

Ce n'est qu'à partir d'une plateforme basée sur des technologies Big Data (ci-après dénommée plateforme Big Data) que l'étude cartographique des débarquements et des rejets est envisageable à l'échelle de plusieurs métiers. Dès lors, un grand nombre de cartes peut être produit et analysé afin d'étudier la distribution des valeurs des indicateurs de qualité de ces cartes pour définir des seuils de significativité (i.e., vers l'automatisation de la validation des cartes). Et enfin, le développement d'une interface informatique doit permettre de visualiser l'ensemble des cartes valides de manière interactive.

A cette fin, les débarquements et les rejets ont été explorés à l'échelle de la Manche et de la Mer du Nord. Dans cette région, les activités de pêche françaises sont très diversifiées avec des métiers ciblant

⁽¹⁸⁾ Traduction officielle de la Commission générale de la terminologie et de néologie en date du 22 août 2014. Le terme anglais sera néanmoins préféré au terme français en raison de son utilisation plus répandue.

les crustacés ou les espèces démersales ou pélagiques à l'aide du chalut de fond, du chalut pélagique, du chalut à perche, de la senne ou du filet (Cornou et al., 2017). Ces métiers sont présentés de manière plus détaillée dans la section 3.2.1. Plusieurs, parmi ces métiers, sont susceptibles d'adopter des stratégies d'évitement (Cornou et al., 2017). La région en Manche et Mer du Nord a été choisie puisqu'à cette échelle un nombre important de données est disponible, facilitant l'étude cartographique des débarquements et des rejets à l'échelle de plusieurs métiers et donc l'identification de plusieurs cas d'étude intéressants. De plus, ces données satisfont aux caractéristiques principales induisant l'utilisation de technologies Big Data (i.e., volume et variété).

Dans les sections suivantes, les métiers pratiqués en Manche et Mer du nord sont d'abord présentés, y compris les caractéristiques en matière d'échantillonnage. L'architecture de la plateforme Big Data (notamment un système de stockage en ligne et un système d'analyse à haute performance) est ensuite décrite. Puis, une étude de la distribution des valeurs pour les indicateurs de validité des cartes produites à partir de cette plateforme est réalisée dans le but de définir des seuils de significativité ; ces indicateurs évaluent la bonne représentativité des échantillons Obsmer d'une part, et d'autre part la distribution aléatoire des points au sein de chaque cellule. Les cartes avec des indicateurs supérieurs aux seuils (i.e., cartes valides) sont ensuite intégrées à une interface informatique qui permet de les visualiser de manière interactive et ainsi de faciliter l'identification de quelques cas d'étude pour la suite des travaux. Enfin, les perspectives d'application d'une telle plateforme pour la gestion des rejets de la pêche sont discutées.

3.2. Matériels et Méthodes

3.2.1. Contexte en Manche et Mer du Nord

Pour rappel, le programme français d'observation à la mer (Obsmer) se base sur un plan d'échantillonnage stratifié par trimestre et par métier, où un métier correspond à une zone, un regroupement d'engins spécifiques et un groupe d'espèces-cibles. Ce plan d'échantillonnage est renouvelé tous les 3 ans. A chaque fin de cycle, un nouveau plan est construit dans lequel certains métiers sont reformulés, ajoutés ou bien supprimés. Toutefois, la définition de ces métiers n'a plus évolué depuis 2013. Par conséquent, les débarquements et les rejets en Manche et Mer du Nord ont été étudiés pour chacun des métiers sur la période 2013-2017. Au total, 235 navires de pêche ont été échantillonnés à

bord desquels 1419 marées et 11821 opérations de pêche (OP) ont été observées. Ces dernières ont été principalement localisées en Manche Est et Sud Mer du Nord, ainsi qu'au large des îles Shetland (i.e., nord-ouest de l'Ecosse) (Fig. 3.1).

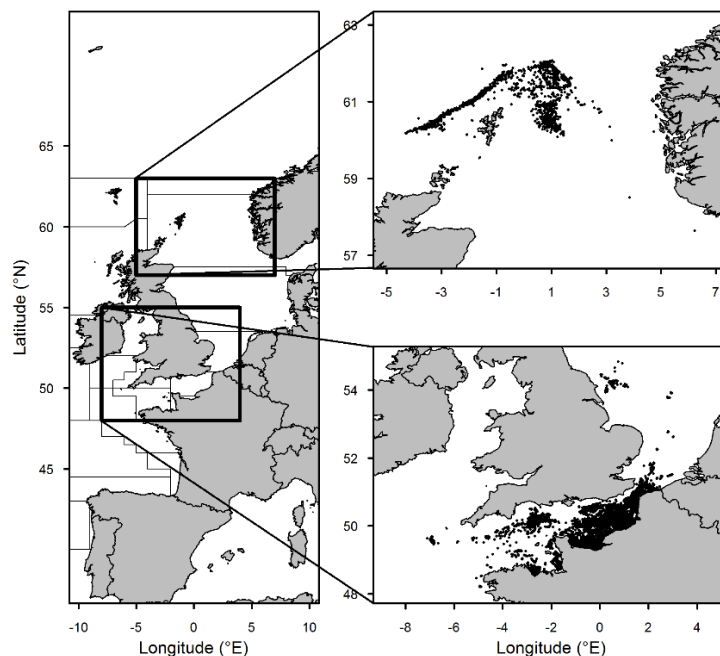


Figure 3.1 : Répartition géographique des OP observées par le programme Obsmer en Manche et Mer du Nord entre 2013 et 2017.

Depuis 2013, neuf métiers sont observés par le programme Obsmer (Tableau 3.1). Ces métiers sont majoritairement pratiqués en Manche et Sud Mer du Nord, excepté pour les chalutiers ciblant le lieu noir en Nord Mer du Nord (i.e., au large des îles Shetland ; Fig. 3.1). Plus de la moitié de ces métiers utilisent le chalut de fond, alors que les autres métiers utilisent soit le filet, la senne danoise, le chalut à perche ou le chalut pélagique. Environ 75% des débarquements annuels sont réalisés par les chalutiers de fond ciblant les espèces démersales et les céphalopodes en Manche Est et Sud Mer du Nord, les chalutiers pélagiques ciblant les petits pélagiques en Manche Est et Sud Mer du Nord, et les chalutiers de fond ciblant le lieu noir en Nord Mer du Nord (Tableau 3.1). De manière générale, les chalutiers de fond en Manche et Sud Mer du Nord rejettent une part non négligeable de leurs captures (i.e., proportions rejetées entre 35 et 60%), suivi des chalutiers à perche (45%), des senneurs (27%) et des fileyeurs (20%). Les chalutiers pélagiques et les chalutiers de fond en Nord Mer du Nord rejettent des proportions beaucoup plus faibles (< 7%).

Les nombres de navires et de jours de mer échantillonnés varient fortement selon le métier (Tableau 3.2). Pour les chalutiers de fond en Manche et Sud Mer du Nord, ils sont relativement faibles quel que soit le métier : en moyenne, entre 7 et 15 navires (soit 12 à 22% de tous les navires ayant pratiqué un métier donné) et entre 10 et 80 jours de mer (soit moins d'1% du total des jours de mer par métier). Les chalutiers de fond ciblant le lieu noir en Nord Mer du Nord sont mieux représentés : 5 navires (84%) et 187 jours de mer (14%). Pour les chalutiers pélagiques et les fileyeurs en Manche Est et Sud Mer du Nord, le nombre de navires échantillonnés est satisfaisant (20 chalutiers et 47 fileyeurs, soit 20% et 28% des totaux) mais les jours de mer sont faiblement couverts (55 pour les chalutiers et 109 pour les fileyeurs, soit 2% et moins d'1% des totaux). Pour les chalutiers à perche et les senneurs, les pourcentages de navires et de jours de mer observés sont élevés (entre 33 et 45% des navires, et 6% des jours de mer), notamment parce que ces métiers sont peu pratiqués.

A partir de cette analyse préliminaire, certains métiers susceptibles d'utiliser des stratégies d'évitement ressortent (ex : les chalutiers de fond en Manche Est et Sud Mer du Nord), tout comme les métiers pour lesquels le manque de données pourrait être problématique pour créer des cartes valides (ex : les chalutiers à perche).

Au final, la totalité des données à traiter pour ces 9 métiers en Manche et Mer du Nord entre 2013 et 2017 constitue un tableau de 3×10^6 lignes x 38 colonnes. Ce tableau inclut toutes les informations contenues dans les statistiques des pêches (i.e., estimation de l'effort de pêche et des débarquements totaux par navire, par séquence de pêche et par espèce ; pour plus de détails, voir section 1.3.4), ainsi que toutes les informations contenues dans les données Obsmer (pour plus de détails, voir section 1.4.3).

Tableau 3.1 : Caractéristiques des métiers échantillonnés en Manche et Mer du Nord entre 2013 et 2017, en plus de l'estimation des quantités annuelles moyennes débarquées et rejetées par métier. Chaque couleur correspond à un type d'engin de pêche (source : Cornou et al., 2017).

Code métier	Zone	Engins de pêche	Espèces ciblées	Taille des navires	Débar. ¹ (tonnes)	Rejets (tonnes)	Prop. Rejet. ² (%)
OTB_OTT_PTB_DEF_CEP_ Sup18m_MaE_SMdN	Manche Est et Sud Mer du Nord	Chaluts de fond simples (OTB), jumeaux (OTT) et en bœuf (PTB)	Espèces démersales (DEF) et céphalopodes (CEP)	> 18 m	13200	7100	35,0
OTB_OTT_PTB_DEF_CEP_ Inf18m_EMaE_SMdN	Est Manche Est et Sud Mer du Nord	Chaluts de fond simples (OTB), jumeaux (OTT) et en bœuf (PTB)	Espèces démersales (DEF) et céphalopodes (CEP)	< 18 m	1500	1400	47,3
OTB_OTT_PTB_DEF_CEP_ Inf18m_OMaO	Ouest Manche Ouest	Chaluts de fond simples (OTB), jumeaux (OTT) et en bœuf (PTB)	Espèces démersales (DEF) et céphalopodes (CEP)	< 18 m	3000	4400	59,3
OTB_OTT_CRU_ MaE_SMdN	Manche Est et Sud Mer du Nord	Chaluts de fond simples (OTB)	Crustacés (CRU), en particulier la crevette grise	-	140	190	56,7
OTB_OTT_PTB_DEF_ NMdN	Nord Mer du Nord	Chaluts de fond simples (OTB), jumeaux (OTT) et en bœuf (PTB)	Espèces démersales (DEF), en particulier le lieu noir	-	8100	300	3,2
OTM_PTM_GOV_SPF_ MaE_SMdN	Manche Est et Sud Mer du Nord	Chaluts pélagiques simples (OTM), en bœuf (PTM) et à grande ouverture verticale (GOV)	Petits pélagiques (SPF)	-	10800	900	7,4
GNS_GTR_DEF_CRU_ MaE_SMdN	Manche Est et Sud Mer du Nord	Filets calés maillants (GNS) et trémails (GTR)	Espèces démersales (DEF) et crustacés (CRU)	-	4800	1200	20,1
TBB_DEF_Ma	Manche	Chaluts à perche (TBB)	Espèces démersales (DEF)	-	240	190	44,8
SDN_DEF_Ma_MdN	Manche	Sennes danoises (SDN)	Espèces démersales (DEF)	-	1070	400	27,2

¹Débarquements ; ²Proportion rejetée.

Tableau 3.2 : Nombres et pourcentages moyens annuels de navires et de jours de mer échantillonnés par métier entre 2013 et 2016 (Cornou et al., 2014, 2015, 2016, 2017). Les informations pour l'année 2017 ne sont pas disponibles.

Code métier	Navires observés		JDM ¹ observés	
	(Nb)	(%)	(Nb)	(%)
OTB_OTT_PTB_DEF_CEP_Sup18m_MaE_SMdN	11	22	84	<1
OTB_OTT_PTB_DEF_CEP_Inf18m_EMaE_SMdN	14	12	48	<1
OTB_OTT_PTB_DEF_CEP_Inf18m_MaO	15	12	30	<1
OTB_OTT_CRU_MaE_SMdN	7	18	13	<1
OTB_OTT_PTB_DEF_NMdN	5	84	187	14
OTM_PTM_GOV_SPF_MaE_SMdN	20	20	55	2
GNS_GTR_DEF_CRU_MaE_SMdN	47	28	109	<1
TBB_DEF_Ma	5	45	9	6
SDN_DEF_Ma_MdN	2	33	43	6

¹Jours de mer

3.2.2. Architecture d'une plateforme Big Data

Compte tenu des grandes quantités de données à traiter, les systèmes traditionnels de stockage (ici, la mémoire vive de l'ordinateur) et d'analyse (ici, le logiciel R⁽¹⁹⁾) sont limités.

En premier lieu, lorsque les données dépassent une certaine quantité, la mémoire vive devient rapidement insuffisante, ainsi le stockage et l'analyse de ces données sont impossibles. En pratique, le logiciel R possède des fonctionnalités de base pour lire les fichiers contenant les données à traiter. Pour accéder à une partie des données d'un fichier, ce dernier doit d'abord être importé en entier, de telle sorte que toutes les données qu'il contient soient stockées sur la mémoire vive et puissent ensuite être manipulées. Par exemple, pour travailler sur un métier en particulier en Manche et Mer du Nord, il faut donc importer les 3×10^6 lignes et 38 colonnes de données. Le problème est qu'à ce moment-là toutes ces données occupent presque 100% de la mémoire vive, réduisant ainsi énormément les capacités de stockage et d'analyse de l'ordinateur. Pour éviter ça, une solution consiste à fragmenter les données en plusieurs fichiers (ex : par métier ou année) afin de faciliter leur gestion ; sauf qu'il est difficile d'ajouter,

⁽¹⁹⁾ Lorsque R est en cours d'utilisation, les variables, données, fonctions, résultats, etc. sont stockés dans la mémoire vive.

de supprimer ou de modifier les données lorsqu'elles sont contenues dans des fichiers différents.

En second lieu, dans le cas où il y a peu de données à traiter et les fonctions sont relativement simples, l'ordinateur ou le processeur⁽²⁰⁾ réalise des calculs via le logiciel R dans un temps relativement court. En revanche, lorsque les données sont abondantes et/ou les fonctions sont complexes, les capacités d'analyse de l'ordinateur ou du processeur peuvent être vite dépassées, d'où des temps de calcul plus longs. Par exemple, la méthode des grilles à mailles requièrent moins de 5 minutes de calcul lorsqu'elle est appliquée à un cas d'étude (i.e., combinaison d'un métier, d'une année, d'un trimestre et d'une espèce). Mais si elle doit être appliquée par métier, par année, par trimestre et par espèce, il faudrait plusieurs jours de calcul.

De tels systèmes de stockage et d'analyse sont considérés comme faiblement évolutifs (Huang et al., 2015), c'est-à-dire qu'ils ne s'adaptent pas aux changements d'ordre de grandeur des sollicitations (ex : stockage ou analyse des données). Ils ne parviennent pas à maintenir leurs fonctionnalités et leurs performances en cas de forte demande et deviennent donc lents : plus les données sont abondantes ou les calculs complexes, plus ces systèmes sont lents jusqu'au moment où ils ne répondent plus. Pour s'affranchir de ces problèmes, des systèmes complémentaires de stockage et d'analyse de données basés des technologies Big Data ont été utilisés. Ces systèmes reposent respectivement sur le déploiement de l'informatique dématérialisée (Cloud Computing en anglais) et sur des analyses à haute performance (High Performance Computing en anglais).

Un système complémentaire de stockage de type BigQuery

Pour éviter le remplissage excessif de la mémoire vive de l'ordinateur, un système complémentaire appelé BigQuery a été utilisé. Ce type de système (Cloud Storage en anglais) permet de stocker des données très volumineuses en ligne grâce à une architecture composée de pleins d'ordinateurs connectés entre eux via le réseau internet, et ce afin que leur capacité de stockage soit partagée (Chodorow, 2013). En théorie, il n'existe pas de limite physique de stockage puisqu'un nombre infini d'ordinateurs peut être connecté.

⁽²⁰⁾ Un ordinateur est composé de plusieurs processeurs (jusqu'à 16 ou 24).

Compte tenu des difficultés de mise en œuvre, ces systèmes étendent leur capacité de stockage en connectant de plus en plus d'ordinateurs (appelés nœuds) grâce à l'informatique dématérialisée (Cloud Computing en anglais). Ce concept désigne : « un ensemble de technologies matérielles et logicielles qui offrent à un utilisateur ou à une entreprise le moyen d'accéder en libre-service, n'importe quand et n'importe où, (...) à des applications logicielles opérationnelles ou toute autre ressource numérique au travers d'une infrastructure réseau fiable et sécurisée. L'utilisateur a virtuellement les avantages d'un *accès garanti* (...) à un espace de stockage modulables (voire infinis), sans les inconvénients d'installation, de maintenance logicielle, de sécurisation et de sauvegarde de données » (Pêcheux, n.d.). Considéré comme une technologie Big Data, le système BigQuery permet de gérer des bases de données structurées sous différentes formes (tableaux, listes,...), qui sont ensuite regroupées sous forme de collections et sont partagées entre les multiples nœuds du réseau. Ce système repose sur cinq grands concepts (Chodorow, 2013; Huang et al., 2015) :

- ❖ Une **plateforme de stockage** (ex : Google Store⁽²¹⁾).
- ❖ La **fragmentation des données** : elle consiste à fragmenter les collections de données en plusieurs fragments indépendants, qui sont ensuite répartis sur les différents nœuds du réseau. Ce processus permet de réduire au maximum les contraintes liées au stockage de données très volumineuses. De plus, chaque fragment est répliqué sur des nœuds différents à des endroits différents, ce qui améliore la sécurité autour des données (ex : dans le cas où l'un des nœuds serait défectueux).
- ❖ La **distribution des fragments** : tous les fragments sont distribués sur les différents nœuds de manière automatique et dynamique.
- ❖ Un **système de requêtes** : ces requêtes permettent aux utilisateurs d'interagir avec les données au moyen d'opérations, telles que l'ajout, l'extraction, la suppression, voire même la modification de données. Ces requêtes sont exprimées dans le langage informatique SQL (Structure Query Language en anglais). Avant de réaliser des requêtes, la totalité des 3x10⁶ lignes et 38 colonnes de données ont dû être chargées une première fois sur BigQuery.
- ❖ La **classification des données** : elle améliore l'efficacité des requêtes en réduisant les temps de réponse et en augmentant les vitesses de transmission entre les nœuds. Cette technique consiste à associer à chaque donnée stockée un code unique au sein de la collection. Ce code fait référence à une valeur simple (pour une variable) ou multiple (pour plusieurs variables).

⁽²¹⁾ <https://developers.google.com/storage/docs/overview?csw=1>

Les requêtes sont finalement appliquées aux codes, et non à l'ensemble des données d'une collection, ce qui réduit considérablement les temps de réponse (Fig. 3.2).

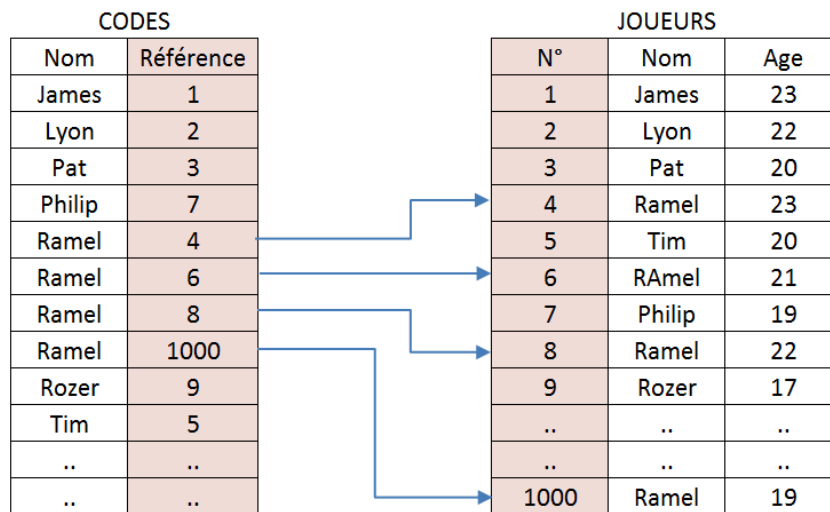


Figure 3.2 : Classification des données au sein des systèmes de stockage en ligne (source : d'après la figure originale disponible à l'adresse suivante : <https://www.w3resource.com/mongodb/introduction-to-mongodb-index.php>).

Etant donné que les 3×10^6 lignes et 38 colonnes de données ont été importées une première fois sur le système BigQuery, il n'a plus été nécessaire d'importer toutes les données sous R pour travailler sur un métier en particulier en Manche et Mer du Nord. Grâce aux requêtes, les données souhaitées ont pu être importées de manière effective et modulable. Pour interagir avec ce système via la logiciel R, le package « bigQueryR » développé par Edmondson (2018) a été utilisé.

Un système complémentaire d'analyse à haute performance

Pour pallier aux capacités de calcul limitées de l'ordinateur, plusieurs ordinateurs (ou nœuds) ont été connectés entre eux pour former un superordinateur⁽²²⁾. Ce dernier est composé de 6 nœuds, avec chacun 8 processeurs, plus 1 nœud avec 24 processeurs (soit 72 processeurs, au total). Ce superordinateur fonctionne grâce à une architecture en parallèle où chaque processeur d'un nœud fonctionne de manière indépendante (Hager and Wellein, 2010). De cette manière, les capacités de calcul sont démultipliées, ce qui permet de réaliser des analyses à haute performance (High Performance

⁽²²⁾ Le superordinateur le plus puissant du monde, Behold Summit, comprend 4 608 nœuds.

Computing en anglais). Les analyses doivent dorénavant être réalisées en 3 étapes : 1/ les analyses dites « complexes » sont fragmentées en plusieurs analyses dites « simplifiées », 2/ ces dernières sont ensuite distribuées sur les processeurs de chaque nœud pour être exécutées (i.e., parallélisation des calculs), 3/ les résultats des analyses « simplifiées » sont finalement regroupés et restitués. L'analyse « complexe » est réalisée de manière coopérative et rapide. Ce superordinateur est donc capable de traiter et de communiquer des données très volumineuses en peu de temps, notamment parce que les nœuds peuvent communiquer entre eux.

Pour gérer et faciliter les communications entre les nœuds du superordinateur, une bibliothèque de fonctions de type MPI (Message Passive Interface en anglais) a été utilisée. Considérée comme une référence, elle possède l'avantage d'être rapide et facile à appliquer (Gropp et al., 1996). Cette bibliothèque permet aux processeurs distants et ne partageant pas de mémoire commune (i.e., mémoire distribuée ; Fig. 3.3) de communiquer par message. Ainsi, des messages contenant les données à traiter sont transportables entre tous les processeurs.

L'analyse « complexe » qui consiste à créer des cartes de débarquements et de rejets par métier, par année, par trimestre et par espèce a donc été fragmentée en plusieurs analyses « simplifiées » (i.e., combinaison d'un métier, d'une année, d'un trimestre et d'une espèce) ; ces dernières comprennent toutes les étapes de la méthode de cartographie de l'importation des données (à partir du système BigQuery) jusqu'à la création des grilles à mailles variables et l'estimation des débarquements et des rejets par cellule. Toutes les analyses « simplifiées » ont ensuite été distribuées sur les 72 processeurs du superordinateur. Une fois qu'un processeur terminait une analyse, il était automatiquement ré-utilisé, et ainsi de suite jusqu'à que toutes les analyses « simplifiées » aient été réalisées. Au final, l'ensemble des résultats a été regroupé et restitué. Pour exploiter le superordinateur et la bibliothèque de fonctions MPI via le logiciel R, le package « Rmpi » développé par Yu (2002) a été utilisé.

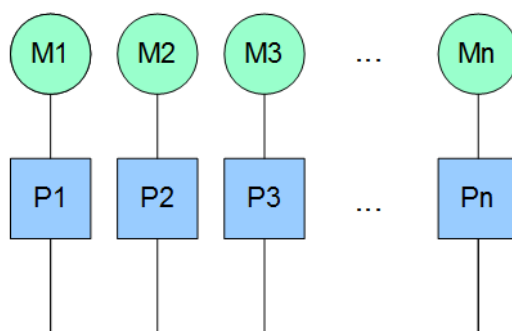


Figure 3.3 : Schéma d'un superordinateur basé sur un mémoire distribuée. Les processeurs sont représentés par $P1, P2, \dots, Pn$. Les mémoires locales associées à chaque processeur sont représentées par $M1, M2, \dots, Mn$. Chaque ligne représente un canal de communication.

3.2.3. Définition des seuils pour les indicateurs de qualité des cartes

La qualité des cartes produites à partir de la méthode des grilles à mailles variables est évaluée grâce à plusieurs indicateurs. Ces indicateurs évaluent la bonne représentativité des échantillons Obsmer d'une part, et d'autre part la distribution aléatoire des points au sein de chaque cellule. En se basant sur une analyse qualitative de ces indicateurs, il paraît difficile de contrôler une à une la qualité de chaque carte produite. Une étude de la distribution des valeurs de chaque indicateur a donc été réalisée afin de déterminer des seuils à partir desquels les cartes sont considérées comme valides.

Etude de représentativité des échantillons Obsmer

L'obtention de cartes valides nécessite une bonne couverture de l'activité de pêche dans l'espace, dans le temps et pour tous les navires ayant pratiqué le métier concerné (Chapitre 2).

Tout d'abord, la couverture géographique de l'activité de pêche se mesure à partir d'indices globaux et locaux de colocation (GIC et LIC), qui permettent de comparer la distribution spatiale des OP échantillonnées par le programme Obsmer avec l'effort de pêche et les débarquements totaux (pour plus de détails, voir section 2.2.5). Ces indices ont été calculés pour chacun des 9 métiers en regroupant ou non les années, les trimestres et les espèces.

Ensuite, la couverture de l'activité de pêche dans le temps et pour tous les navires ayant pratiqué le métier concerné se mesure en comparant la distribution du nombre de marées échantillonnées par le programme Obsmer avec le nombre de marées totales (pour plus de détails, voir section 2.2.5). Cette

comparaison est réalisée par année, par trimestre et par taille de navire. En utilisant un test d'ajustement du Khi-deux, il a été possible d'évaluer quantitativement si les distributions du nombre de marées entre un échantillon et une population étaient semblables (voir encadré ci-dessous). Plus particulièrement, l'analyse de la distribution des valeurs-p a permis de vérifier si ce test était trop contraignant ou bien s'il pouvait être appliqué pour évaluer la qualité des cartes.

Test d'ajustement du Khi-deux (Conover, 1971) :

L'hypothèse nulle (H_0) considère que les distributions ne sont pas significativement différentes, alors que l'hypothèse alternative (H_1) considère qu'elles sont significativement différentes. Un indice T mesure l'écart constaté entre les effectifs échantillonnés O et les effectifs de la population E :

$$T = \sum_{i=1}^n \frac{(O_i - E_i)^2}{E_i}$$

La distance observée T est ensuite comparée à la valeur que prend la loi du Khi-deux pour n-1 degrés de liberté. Le niveau de confiance à accorder aux hypothèses se mesure à partir des valeurs-p avec un seuil critique fixé à $\alpha = 0,05$. Dans les cas où les valeurs-p sont supérieures à α , H_0 est acceptée ; la couverture de l'activité de pêche est donc considérée comme bonne. Ce test donne parfois des résultats peu concluants, en partie parce qu'il jugé trop contraignant (Snedecor and Cochran, 1989).

A partir du test du Khi-deux, la couverture temporelle de l'activité de pêche a été évaluée pour chacun des 9 métiers soit par année et par trimestre (pour les cartes pluriannuelles), soit uniquement par trimestre (pour les cartes annuelles) ; la couverture temporelle de l'activité de pêche n'a pas été évaluée pour les cartes trimestrielles. Par ailleurs, la couverture de l'activité de pêche pour tous les navires ayant pratiqué le métier concerné a été mesurée pour chacun des 9 métiers pour toutes les cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles.

Distribution des points au sein des cellules

En utilisant la méthode des grilles à mailles variables, l'ensemble des points au sein des cellules est supposé être distribués de manière aléatoire, c'est-à-dire que le ratio $\overline{r_A}/\overline{r_E}$ doit s'approcher de 1 pour la majorité des cellules (pour plus de détails, voir section 2.2.5). En utilisant le test de Clark-Evans, il a été

possible de déterminer statistiquement si les points au sein des cellules étaient distribués aléatoirement ou non (voir encadré ci-dessous).

Test de Clark-Evans (Clark & Evans, 1954) :

L'hypothèse nulle (H_0) considère que la distribution observée des points est aléatoire (processus de Poisson). L'hypothèse alternative (H_1) considère que la distribution observée est non-aléatoire (i.e., agrégée ou régulière). La statistique z est donc calculée :

$$z = \frac{\overline{R_E} - \overline{R_A}}{\sigma_{\overline{R_E}}}$$

où $\sigma_{\overline{R_E}}$ représente l'écart-type de la valeur $\overline{r_E}$. La valeur z est finalement comparée à celle de la loi normale pour accepter ou rejeter H_0 .

3.2.4. Interface de visualisation interactive

Pour visualiser de manière simplifiée l'ensemble des cartes valides (i.e., les indicateurs sont supérieurs aux seuils de significativité), une interface informatique a été mise en place via le logiciel R grâce au package « shiny » développé par Winston et al. (2018).

3.3. Résultats

A partir de la plateforme Big Data, le processus d'obtention des cartes a été reconsidéré dans le sens où les scripts R ont été retravaillés comme suit : d'abord en étendant la période d'analyse à 2013-2017, puis en incorporant une section de code relative à l'importation des données via le système BigQuery et enfin en modifiant le code existant afin de permettre un traitement des calculs en parallèle. Des cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles des débarquements et des rejets pour une ou plusieurs espèces⁽²³⁾ ont ainsi été créées pour les 9 métiers pratiqués en Manche et Mer du Nord entre 2013 et 2017. Au total, 3240 cartes ont été produites, dont 1140 n'ont pas été utilisées puisque les données n'ont pas été suffisantes pour créer des grilles à mailles variables.

Dans les sections suivantes, les résultats de l'étude des seuils pour les indicateurs de qualité des cartes sont présentés, suivis de l'interface de visualisation des cartes valides et du principal cas d'étude identifié.

⁽²³⁾ Lieu noir, calmar, maquereau, merlan et sole (i.e., principales espèces en volume et valeur des débarquements).

3.3.1. Définition des seuils pour les indicateurs de qualité des cartes

Etude de représentativité des échantillons Obsmer

D'après l'histogramme de distribution des indices de colocation (Fig. 3.4), une rupture apparaît dans la distribution du GIC entre 0,8 et 0,9 pour les jours de mer et les débarquements. Dans les deux cas, 0,8 représente la plus petite valeur telle qu'environ 75% des cartes ont un GIC supérieur à ce seuil. Pour le LIC, la rupture intervient entre 0,6 et 0,7 pour les jours de mer et les débarquements ; 75% des cartes ont un LIC inférieur à 0,6. Par conséquent, les seuils de significativité ont été fixés à 0,8 pour le GIC (valeur suffisamment élevée pour s'assurer que la colocation globale est bonne) et 0,6 pour le LIC (en accord avec Bourdaud et al., 2017). Pour les 2100 cartes initiales, 804 cartes ont finalement été considérées comme non-valides, soit 1296 cartes restantes.

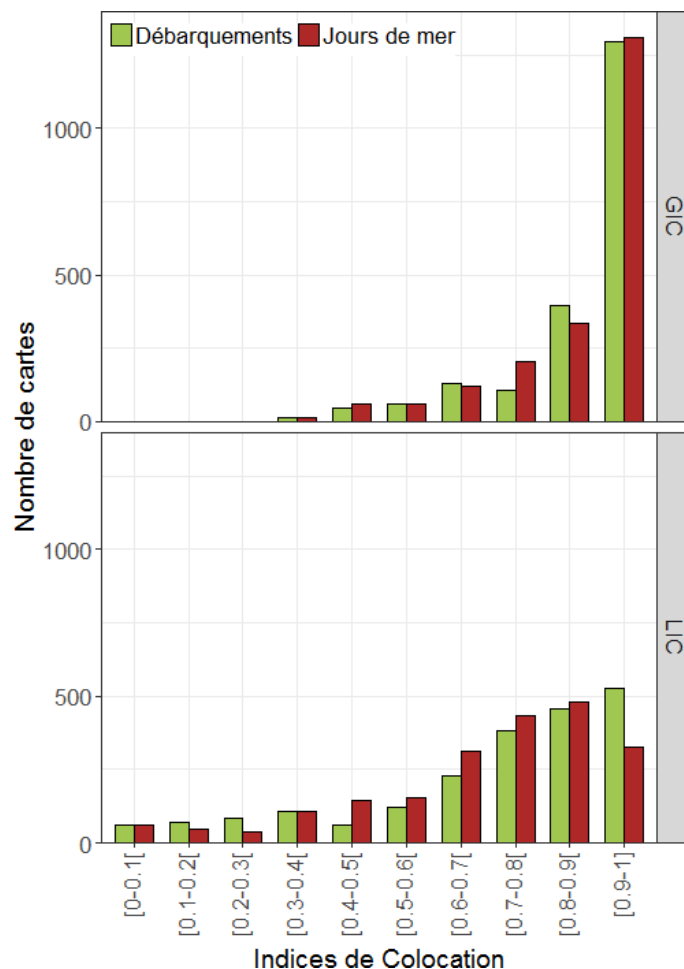


Figure 3.4 : Histogrammes de distribution des indices globaux (GIC) et locaux (LIC) de colocation pour les débarquements et les jours de mer calculés pour un lot de 2100 cartes.

D'après les histogrammes de distribution des valeurs-p (Fig. 3.5), la couverture temporelle par année et par trimestre est majoritairement bonne (85% et 95% des cartes étudiées ont une valeur-p $\geq 0,05$). Pour les tailles de navire, de nombreuses cartes montrent des discordances entre les distributions du nombre de marées échantillonnées et totales (25% des cartes étudiées ont une valeur-p $< 0,05$), d'où une mauvaise couverture de l'activité de pêche. Ces résultats s'expliquent notamment par le fait que les navires de moins de 8 mètres ne peuvent généralement pas embarquer d'observateurs (i.e., espace à bord restreint) et que les patrons-pêcheurs peuvent refuser de participer au programme. Dans le cas où le nombre de navires pour une catégorie de taille est faible, ces deux cas de figure peuvent affecter considérablement les résultats. Au final, ces derniers sont plutôt concluants, en ce qui concerne l'évaluation la couverture de l'activité de pêche dans le temps et pour tous les navires ayant pratiqué le métier concerné. Par conséquent, pour les 1404 cartes restantes⁽²⁴⁾, 444 cartes ont été non validées (valeur-p $< 0,05$).

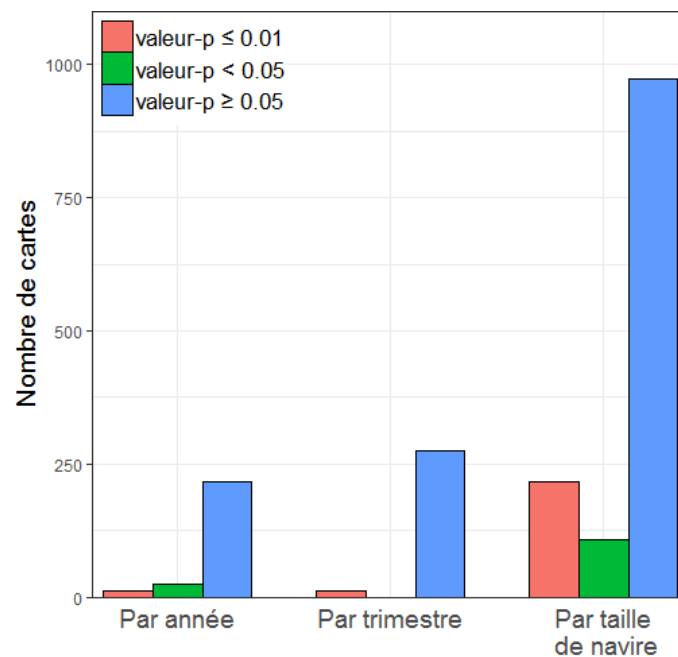


Figure 3.5 : Histogrammes de distribution des valeurs-p issues des tests d'ajustement du Khi-deux qui permettent d'évaluer la couverture de l'activité de pêche par année, par trimestre et par taille de navire. H_0 est accepté lorsque la valeur-p ≥ 0.05 .

⁽²⁴⁾ Les cartes où les données sont suffisantes et la couverture géographique de l'activité de pêche est bonne.

Sur les 3240 cartes produites initialement, 960 cartes ont finalement été validées par les critères liés à la bonne couverture de l'activité de pêche dans l'espace, dans le temps et pour tous les navires ayant pratiqué le métier concerné. Parmi celles-ci, les métiers les mieux représentés ont été le métier au chalut de fond ciblant le lieu noir en Nord Mer du Nord (312 cartes valides), le métier au chalut de fond ciblant les espèces démersales et les céphalopodes en Est Manche Est et Sud Mer du Nord pratiqué par des navires de plus de 18 mètres (288 cartes valides) et le métier au filet ciblant les espèces démersales et les crustacés en Manche Est et Sud Mer du Nord (228 cartes valides). A l'inverse, aucune carte n'a concerné le métier au chalut ciblant la crevette en Manche Est et Sud Mer du Nord, le métier au chalut de fond ciblant les espèces démersales et les céphalopodes en Ouest Manche Ouest pratiqué par des navires de moins de 18 mètres et le métier au chalut à perche ciblant les espèces démersales en Manche. Pour ces trois métiers, soit les données ont été insuffisantes, soit les échantillons Obsmer n'ont pas été assez représentatifs de l'activité de pêche.

Distribution des points au sein des cellules

D'après les diagrammes en boîte des ratios $\overline{r_A}/\overline{r_E}$ par taille de cellule (Fig. 3.6), les points sont distribués aléatoirement dans la majorité des cellules, notamment pour les tailles 15' x 7,5', 7,5' x 7,5' et 7,5' x 3,75' (soit 70% de toutes les cellules). A l'inverse, les tailles de cellule pour lesquelles la distribution des points s'éloigne le plus d'une distribution aléatoire sont les suivantes : 30' x 30', 15' x 15' et 3,75' x 1,875'. Toutefois, ces tailles représentent moins de 10% de toutes les cellules. Ces résultats apportent une confirmation supplémentaire sur le fait que la méthode des grilles à mailles variables fonctionne pour toutes les tailles de cellule quelque soit le cas d'étude.

3.3.2. Interface de visualisation interactive

Pour visualiser de manière simplifiée l'ensemble des cartes valides, une interface informatique a été développée (Fig. 3.7). A partir des listes déroulantes sur la gauche, un cas d'étude doit d'abord être sélectionné selon le métier, l'année, le trimestre et l'espèce à considérer. En cliquant sur le bouton « Update », la grille à mailles variables correspondante au cas d'étude choisi s'affiche. De là, les estimations de débarquements et de rejets par unité d'effort et les proportions rejetées sont disponibles

à partir des trois boutons situés dans le coin supérieur gauche de la carte. L'échelle des valeurs est représentée dans le coin inférieur droit de la carte. De plus, si l'on souhaite obtenir la valeur estimée dans une cellule de la grille, il suffit de déplacer son curseur sur la cellule souhaitée et la valeur apparaît automatiquement (Fig. 3.7). Dans le cas où il n'y a pas suffisamment de données ou que la représentativité des échantillons Obsmer n'est pas bonne, la carte s'affiche sans grille à mailles variables.

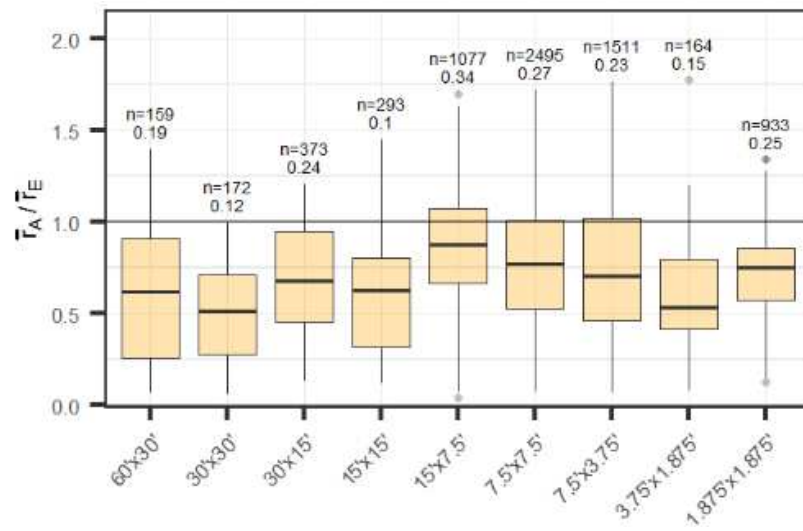


Figure 3.6 : Diagrammes en boîte des ratios \bar{r}_A/\bar{r}_E par taille de cellule (de 60' x 30' à 1,875' x 1,875') réalisés à partir de toutes les grilles des 960 cartes valides. Une boîte représente les valeurs comprises entre le premier et le troisième quartile (i.e., espace interquartile), et la ligne du milieu est la médiane. Les autres lignes (ou moustaches) représentent les valeurs minimales ou maximales jusqu'à 1,5 fois la taille d'une boîte. Au-delà, les valeurs sont représentées par des points. La ligne horizontale représente la valeur attendue si les points sont distribués de manière parfaitement aléatoire au sein des cellules. La première valeur au-dessus d'une moustache représente la valeur-p issue du test de Clark-Evans (une valeur-p $\geq 0,05$ indique une distribution de points aléatoire). La valeur n représente le nombre total de cellules par taille.

3.3.3. Identification d'un cas d'étude

En utilisant l'interface de visualisation des cartes, un cas d'étude a été identifié : le métier au chalut de fond ciblant les espèces démersales et les céphalopodes en Manche Est et Sud Mer du Nord pratiqué par des navires de plus de 18 mètres. Ce métier représente en effet un cas d'étude intéressant pour la suite des travaux parce que : 1/ il rejette une part non négligeable des captures dans des zones et à des

saisons différentes, il est donc susceptible d'utiliser des stratégies d'évitement, et 2/ il y a beaucoup de données disponibles (144 cartes valides, au total).

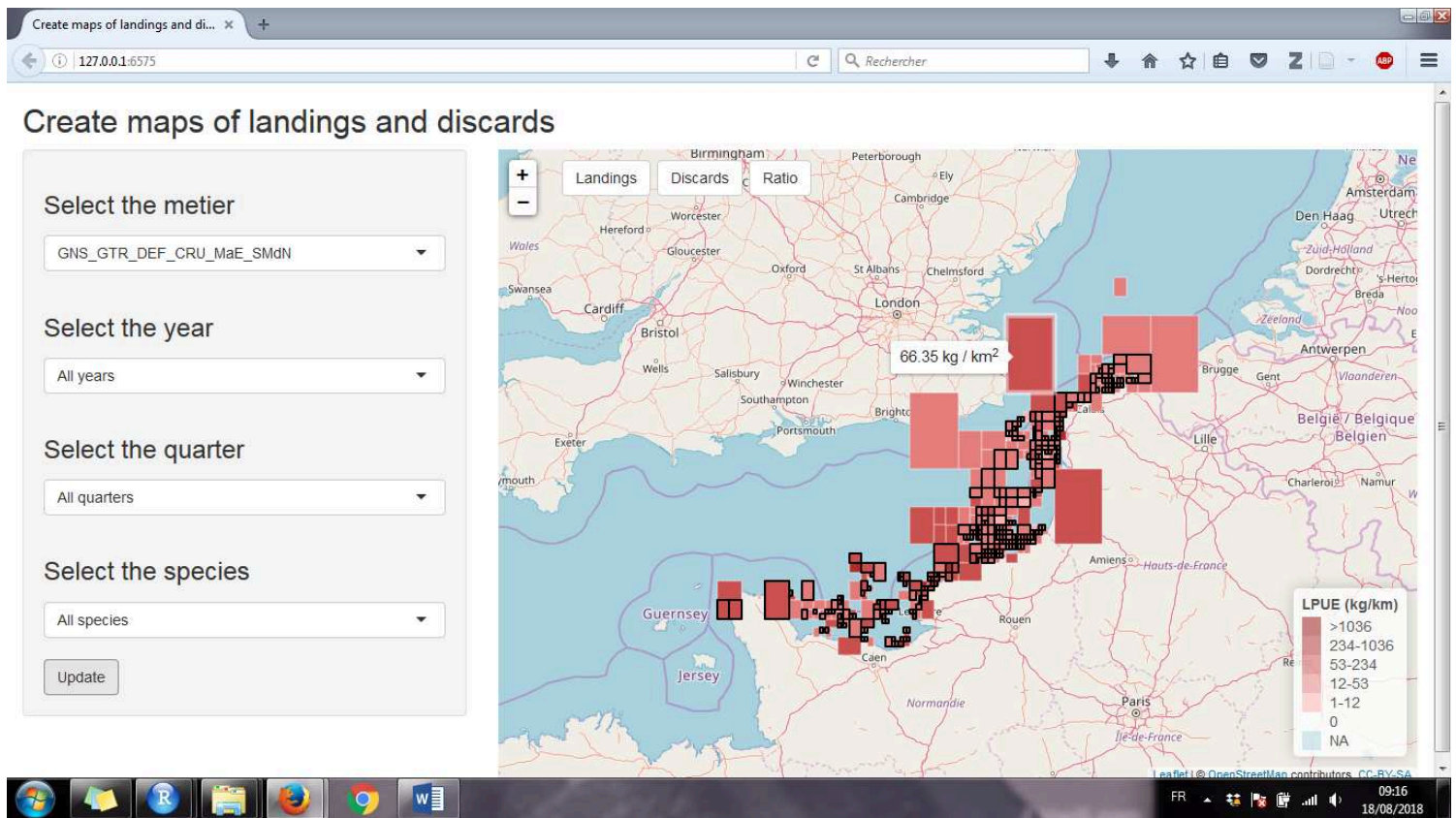


Figure 3.7 : Capture d'écran de l'interface shiny. Sur la gauche, plusieurs listes déroulantes permettent de sélectionner un métier, une année, un trimestre et une espèce. Une fois sélectionnés, il suffit de cliquer sur le bouton « Update » pour visualiser, sur la droite, les grilles à mailles variables correspondantes avec les estimations de débarquements (bouton « Landings ») et de rejets (bouton « Discards ») par unité d'effort. Le bouton « Ratio » permet de visualiser les proportions rejetées uniquement pour les cellules contenant 90% des quantités débarquées et rejetées. En déplaçant le curseur sur les cellules des grilles, il est possible d'accéder aux estimations locales. La légende dans le coin inférieur droit de la carte évolue selon que ce sont les débarquements, les rejets ou les proportions rejetées qui sont affichés.

3.4. Discussion et perspectives

Le développement de la plateforme Big Data a facilité l'étude cartographique des débarquements et des rejets à l'échelle de plusieurs métiers. Premièrement, les données utilisées ont été entreposées sur un système de stockage en ligne de type BigQuery. Deuxièmement, les différentes étapes de la méthode de cartographie (ex : importation des données, création des grilles à mailles variables, estimation des débarquements et des rejets dans chaque cellule) ont été réalisées à l'aide d'un superordinateur ; qui a

été conçu pour effectuer des analyses à haute performance. De cette manière, à l'échelle d'un des processeurs du superordinateur, le logiciel R pouvait accéder aux données stockées en ligne de manière effective et modulable selon le cas étudié (ex : combinaison d'un métier, d'une année, d'un trimestre et d'une espèce). Stockées ensuite sur la mémoire vive du processeur, ces données étaient facilement utilisées sans que les limites de stockage soient atteintes, ce qui a considérablement réduit les temps de calcul.

Des cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles des débarquements et des rejets ont finalement été créées pour tous les métiers pratiqués en Manche et Mer du Nord entre 2013 et 2017. En se basant sur les seuils définis à partir d'une analyse de distribution des indicateurs de qualité des cartes, 960 sur 3240 cartes produites ont été validées. Les 2280 cartes restantes ont été non-validées soit parce que les données étaient insuffisantes (1140 cartes), soit parce que les échantillons Obsmer étaient non-représentatifs de l'activité de pêche (1140 cartes⁽²⁵⁾).

Au final, l'utilisation d'une interface interactive de visualisation des cartes valides a permis d'identifier un cas d'étude intéressant pour la suite des travaux : le métier au chalut de fond ciblant les espèces démersales et les céphalopodes en Manche Est et Sud Mer du Nord pratiqué par des navires de plus de 18 mètres.

3.4.1. Avantages et inconvénients de la plateforme

Le système de stockage BigQuery est un entrepôt de données qui permet de centraliser des données très volumineuses (jusqu'au pétaoctet, soit 10^{15} octets). L'intérêt d'un tel système est de pouvoir interagir facilement et rapidement avec les données entreposées via des requêtes. Ces données peuvent donc être ajoutées, supprimées ou modifiées plus facilement qu'avec les systèmes de stockage traditionnels. Néanmoins, l'utilisation des systèmes de stockage en ligne n'est pas gratuite. Dans le cas de BigQuery, les tarifs sont calculés en fonction des quantités de données à stocker et du nombre de requêtes effectuées par mois : le coût de stockage est d'environ 0,02 € par gigaoctet de données stockées par mois et le coût des requêtes revient à 4-5 € par téraoctet de données requises par mois. Dans ce

⁽²⁵⁾ Incroyable mais vrai, le nombre de cartes non-valides est identique dans les deux cas.

chapitre de thèse, moins d'un gigaoctet de données a été utilisé, d'où des coûts très faibles. Mais, ces données correspondent uniquement au cas de la pêche française en Manche et Mer du Nord. En incluant d'autres régions (ex : Mer Celtique, golfe de Gascogne et Méditerranée), les données pourraient être beaucoup plus volumineuses ; et, au fil des années, ces dernières ne cessent d'augmenter. Par conséquent, les coûts associés aux systèmes de stockage en ligne peuvent devenir importants et doivent donc être considérés avec intérêt.

En ce qui concerne le superordinateur, les analyses à haute performance sont relativement faciles à appliquer sous R, notamment lorsque des boucles for ou des fonctions lapply sont utilisées⁽²⁶⁾ (Rossini et al., 2007). Dans ces cas-là, chaque élément impliqué dans une boucle ou fonction peut être facilement distribué sur chaque processeur afin d'être traité en parallèle. Les calculs sont finalement réalisés par une multitude d'ordinateurs ou de processeurs (et non plus, par un simple ordinateur ou processeur). Les temps de calculs sont donc drastiquement réduits. Toutefois, ce type d'architecture informatique pose quelques soucis :

- ❖ Les **moyens financiers** doivent être suffisants pour acquérir l'ensemble des ordinateurs qui composeront le superordinateur.
- ❖ Des **connaissances pointues en informatique** sont obligatoires, notamment en ce qui concerne les différents langages de programmation (ex : C++, Fortran) et de requête (ex : SQL).
- ❖ Le superordinateur doit être **entreposé dans un lieu climatisé** étant donné qu'il produit une grande quantité de chaleur et doit donc être refroidi efficacement pour fonctionner normalement.

3.4.2. Perspectives d'application de l'interface

En supposant qu'elle soit homologuée par les instances décisionnelles à l'échelle nationale, l'interface de visualisation des cartes pourrait être diffusée publiquement au travers d'une application web. D'un côté, les gestionnaires des pêches pourraient ainsi s'appuyer sur ces cartes pour identifier plus facilement les principales pêcheries génératrices de rejets – qu'il convient de surveiller avec intérêt (Uhlmann et al., 2014) – et définir de manière plus efficace des fermetures spatio-temporelles des pêches

⁽²⁶⁾ C'était le cas au départ.

afin de réduire les captures non-désirées (ex : Eliassen, 2014). D'un autre côté, les pêcheurs pourraient accéder aux cartes si, par exemple, ils souhaitent réduire leurs captures non-désirées par le biais de stratégies d'évitement volontaires.

Dans le but d'éviter encore plus efficacement les captures non-désirées, cette application pourrait servir à l'instauration de fermetures de pêche en temps réel (Eliassen and Bichel, 2016). A partir d'une analyse en temps réel des cartes de débarquements et de rejets, ces fermetures viseraient à prévenir la pêche de quantités importantes de captures non-désirées, notamment des captures sous-taille (Little et al., 2014). Dans ce cas, les données sur l'activité de pêche et les captures associées (i.e., débarquements et rejets) devraient être recueillies en temps réel auprès des navires (Gilman et al., 2006). Actuellement, cet objectif est réalisable uniquement dans le cas où 1/ les programmes d'observation à la mer couvrent 100% de l'activité de pêche, 2/ un système de télévision à circuit fermé est installé à bord des navires ou 3/ les pêcheurs appliquent pleinement l'OD (pour plus de détails, voir section 5.2).

3.4.3. Identification d'un cas d'étude intéressant

Le cas d'étude identifié dans ce chapitre est l'un des principaux métiers à produire des rejets. Les principales espèces rejetées sont notamment le hareng (31% des quantités totales rejetées), merlan (21%) et chinchard (15%) (Cornou et al., 2017). Pour réduire ces rejets, plusieurs études ont exploré les stratégies d'atténuation consistant à améliorer la sélectivité des engins de pêche (Leonardi et al., 2009; Viera et al., 2010; Weiller et al., 2014; Vogel et al., 2017). Malgré tout, les navires qui pratiquent ce métier devraient être fortement impactés par la mise en place de l'OD (Balazuc et al., 2016). Ainsi, pour limiter ces impacts, des stratégies d'atténuation complémentaires sont nécessaires comme, par exemple, les stratégies d'évitement spatio-temporelles des captures non-désirées (Batsleer et al., 2013). Dans le chapitre suivant, une étude détaillée des incitations économiques pour les pêcheurs à pratiquer ces stratégies est présentée, ainsi qu'une exploration de ces stratégies.

Chapitre 4

Analyse des incitations économiques pour les pêcheurs à pratiquer des stratégies de pêche plus sélectives sous l'Obligation de Débarquement

Dans le chapitre précédent, une plateforme Big Data a été utilisée afin de régler les problèmes liés à l'application de la méthode des grilles à mailles variables à grande échelle (par exemple, à l'échelle de plusieurs métiers). Un grand nombre de cartes a ainsi pu être produit automatiquement par métier en regroupant ou non les années, les trimestres et les espèces. Elles ont ensuite été analysées conjointement afin de déterminer des seuils de significativité pour les indicateurs de qualité. L'ensemble des cartes valides a finalement été intégré à une interface informatique interactive, ce qui a permis d'identifier un métier de pêche en particulier : il constitue une étude cas intéressante pour l'analyse des stratégies d'évitement. Avec l'Obligation de Débarquement (OD), les pêcheurs qui pratiquent ce métier sont en effet susceptibles d'adopter de telles stratégies pour réduire les captures non-désirées, à condition que les bénéfices (i.e., incitations économiques) du changement de comportement soient suffisants (Condie et al., 2013). Qu'en est-il vraiment pour les pêcheurs qui pratiquent ce métier ?

Ce chapitre vise donc à estimer les incitations économiques induites par l'OD à adopter des stratégies de pêche plus sélectives. Etant donné que les stratégies d'évitement doivent être développées au cas-par-cas à l'échelle du port de débarquement ou du navire de pêche, ce travail concerne précisément les chalutiers de plus de 18 mètres de Boulogne-sur-Mer, qui pratiquent le métier mentionné ci-dessus. Ce travail repose sur une analyse approfondie des données recueillies à bord des navires de pêche entre 2011 et 2016, ainsi que des statistiques de pêche et des données économiques existantes. En se basant sur des équations coûts-revenus, les conséquences économiques de l'OD sont d'abord estimées, puis les incitations économiques à adopter des stratégies de pêche plus sélectives (en supposant

qu'elles réduisent jusqu'à 30% des captures non-désirées) sont mesurées. La méthode de cartographie est finalement appliquée afin d'identifier d'éventuelles stratégies d'évitement.

Ce travail a fait l'objet d'un manuscrit d'article soumis à l'ICES Journal of Marine Science, écrit en collaboration avec Fabienne Daurès et Marie-Joëlle Rochet. Le manuscrit d'article est reproduit ci-dessous tel qu'il a été soumis.

**A mapping tool to promote selective fishing behaviours in a mixed trawl fishery under the
Landing Obligation**

Fabien Pointin^{1,2,*}, Fabienne Daurès³ and Marie-Joëlle Rochet¹

¹ Ifremer, EMH, Rue de l'Île d'Yeu, B.P. 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France; e-mail: Marie.Joelle.Rochet@ifremer.fr

² SINAY Company, Consulting Office, 117 cours Caffarelli, 14000 Caen, France

³ Ifremer, Univ Brest, CNRS, UMR 6308, AMURE, Unité d'Economie Maritime, IUEM, F-29280, Plouzané, France; e-mail:

Fabienne.Daures@ifremer.fr

*Corresponding Author: Tel: +33 2 50 01 15 50; e-mail: fabien.pointin@sinay.fr

Abstract

The EU Landing Obligation is designed to reduce unwanted catches (i.e., bycatch) through more selective fishing practices, such as avoidance behaviours which consist in allocating fishing effort to other species, fishing grounds or seasons. Incentives for fishers to change their behaviours depend on their economic performances as well as their ability to avoid bycatch. The present paper is focused specifically on a French otter trawl fishery in the eastern English Channel and southern North Sea. Based on cost and revenue equations, the effects of LO implementation are assessed. Results suggest that the restricted numbers of days-at-sea due to the occurrence of a choke species will curtail fishing activities earlier in the year and significant economic losses are expected, particularly for the most practised métiers. In the absence of significant quotas to-up (at least 75%), a change in fishing behaviours consisting simply in reducing overall bycatch by 30% is clearly insufficient to reduce losses. Based on a nested grid method, spatial and temporal distribution of fishing effort, landings and discards are explored with a particular attention to choke species. Accordingly, more economically efficient avoidance strategies can be found, like avoiding horse mackerel bycatch in the Eastern English Channel.

Keywords: Landing Obligation, Economic Incentives, Choke Species, Avoidance Behaviours, Otter Trawl Fishery, Nested Grid.

4.1. Introduction

The 2013 Common Fisheries Policy (CFP) introduced a Landing Obligation (LO) to eliminate discards in European fisheries (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). Since 2015, fishers have to gradually retain on board, register and land all catches of regulated species, which are then deducted from quotas. These quotas are supposed to be lifted (i.e., top-up) to help fishers during the transitional period to the LO, but it is still unclear which top-up level is allowed (Council Regulation (EU) 2018/120, 2018). Fish below Minimum Conservation Reference Sizes (MCRS) are unmarketable and restricted for non-direct human consumption (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013). All LO regulations are expected to incentivise fishers to fish more selectively. The risks of not using more selective fishing practices are to process and land increased low-value catch quantities (Catchpole et al., 2017). These additional quantities may result in a reduction in net profits (Condie et al., 2013; Simons et al., 2015), and catch limits may be reached more quickly for choke species, i.e., species for which the quota is caught first in mixed-fisheries (Schrope, 2010). Once the quota is exhausted, all fishing activities likely to catch the regulated species must stop within a given fishing area (Baudron and Fernandes, 2015). In this context, fishers may encounter additional regulatory, technical and economic constraints (European Commission, 2007; MRAG, 2007).

To comply with these constraints, fishers' interests are to reduce unwanted catches (i.e., bycatch) through more selective fishing practices. The development of selective fishing gears is extensively studied (Alzorritz et al., 2016; Batsleer et al., 2016; Mortensen et al., 2017; Prellezo et al., 2017; Kopp et al., 2018), but it requires time, important financial resources and is hardly achieved in mixed-fisheries (Suuronen and Sardà, 2007; Catchpole et al., 2008a; Romero et al., 2010). Another possibly complementary approach consists in allocating fishing effort to other species, fishing grounds or seasons to avoid bycatch (e.g., Batsleer et al., 2013; Branch and Hilborn, 2008; Simons et al., 2015). Using avoidance behaviours is of less concern, there are no investment requirements and discards could be reduced within a short period of time.

The economic incentives of the LO for fishers to avoid bycatch need to be assessed. These incentives represent additional profits made by fishers while avoiding bycatch, and are assessed by comparing net

profits with or without the use of avoidance behaviours. A *métier*-based approach (Ulrich et al., 2012) is used in the present paper. A *métier* is defined as a group of fishing operations (i.e., the process from the time of launching a fishing gear until it is hauled back aboard) targeting a given species or group of species, using a given gear, during a defined period of the year and within a defined area (Mesnil and Shepherd, 1990; Laurec et al., 1991). A *métier* is characterised by similar catch rates, fishing types, net profits, incentives, etc. (Ulrich et al., 2012). Depending on the expected economic incentives, avoidance behaviours are identifiable using a mapping method based on nested grids (Pointin et al., 2018). The spatial and temporal distribution of landings and discards is thus explored with a particular focus on choke species, for which a reduction in bycatch is most likely to increase net profits. From the resulting maps, fishing areas or periods to be avoided (i.e., high bycatch) or to be favoured (i.e., low bycatch) can be identified.

The idiosyncratic nature of bycatch and mitigation strategies (Catchpole et al., 2014a; Leleu et al., 2014a; Uhlmann et al., 2014; Sigurðardóttir et al., 2015) requires these strategies to be developed on a case-by-case basis at the scale of a group of vessels with similar behaviours and fishing practices. Consequently, a fishing fleet that is likely to be affected by the LO is taken as an example, to evaluate the economic incentives for fishers to avoid bycatch, and to explore avoidance strategies.

Boulogne-sur-Mer is one of the most important French fishing ports in terms of auction sales volume and value (FranceAgriMer, 2018), in which large amounts of unmarketable fish are expected to be landed under the LO (Catchpole et al., 2017). Trawlers, mostly larger than 18 metres, is the main fleet with 71% and 61% of the harbour's auction sales volume and value (FranceAgriMer, 2018). The trawl fishery, hereafter referred to as trawlers, targets demersal and small pelagic fish using bottom or mid-water otter trawls in the eastern English Channel (EEC) and southern North Sea (SNS). Cornou et al. (2017) estimated that up to 40% of catches are discarded mainly due to regulatory (i.e., below MCRS) and economic considerations (i.e., high grading, the practice of discarding legal fish of low market value or damaged or poor quality).

In the following sections, trawlers are first identified based on the port base and fishing practices. Data from different sources are integrated to define *métiers*, catch profiles (i.e., landings and discards)

and economic results (net profits). Net profits are then re-evaluated under the LO, assuming it is fully implemented and accepted by fishers. In a second stage, economic incentives to avoid bycatch are assessed by comparing net profits with or without quota top-ups on the one hand, and with or without the use of avoidance behaviours on the second hand. Based on the nested grid method, the spatial and temporal distribution of landings and discards is explored, and avoidance strategies identified at fine-spatial scales are also explored.

4.2. Material and Methods

4.2.1. Data

Several types of fisheries data collected under the EU Data Collection Framework (2008/949/EC, n.d.) and stored in the SIH – *Système d’Informations Halieutiques* database (Leblond et al., 2008) were used from the period 2011-2016.

Fisheries statistics were used to identify métiers (e.g., gears, target species, fishing areas, catch compositions), and calculate the associated fishing effort, landings and revenue. Based on official data (logbooks, sales and fishing effort data) and activity calendars (Berthou et al., 2008), a tool aiming at cross-checking these data sources was applied to address potential discrepancies (Demanèche et al., 2010). The most likely estimates of total landings in weight and value, and fishing effort in days-at-sea and fishing hours were provided by individual vessel, fishing sequence (i.e., a combination of day, gear and ICES statistical rectangle), and species. A combination of gear and target species or species group was also assigned to each fishing sequence based on a multivariate analysis of catch composition.

The French on-board observer programme (Obsmer) data were used to estimate discards and explore the spatial and temporal distribution of landings and discards. Described in Cornou et al. (2017), these data included information on landings and discards in number, size and weight per species for each fishing operation (FO) observed on-board individual vessel. Fishing trip characteristics were also included, such as trip duration or landing port.

Fishing cost information were integrated using economic data (Daurès et al., 2008; Van Iseghem et al., 2011) from the BSPA⁽²⁷⁾ “Economic survey in the French fishing sector”. From 2011 on, these data were aggregated by year and by fleet, including crew and landing costs, other variable costs and fixed costs. Crew costs are payments for the crew based on a sharing system, they also include social costs. Landing costs are the sum of taxes paid by fishers to land catches, and account for about one-tenth of sales revenue (derived from economic data disaggregated by trawler for the period 2008-2010). Other variable costs consist of the fuel costs plus the costs for motor oil, ice and food supplies. Lastly, fixed costs consist of fishing equipment, gears, insurances, licences, repairs and maintenance. Trawlers’ fishing practices are rather similar, so that average annual costs per trawler and per year were calculated over the period 2011-2014. They were assumed to be representative for the period 2015-2016 (no data were available) as no major changes in input prices (e.g., fuel) occurred at the end of the period.

4.2.2. Identifying métiers, catch profiles and economic results

From the fisheries statistics, métiers were identified based on gears, target species groups, fishing areas and seasons of the year. Total landings $L(i)$, in tonnes, and revenue $R(i)$, in euros, were computed for each métier i . Total discards $D(i)$, in tonnes, were estimated from the discarded proportions $\delta(i)$ and total landings $L(i)$:

$$\delta(i) = d(i) / c(i) \quad (2)$$

$$D(i) = [\delta(i) \times L(i)] / [1 - \delta(i)] \quad (3)$$

where $d(i)$ and $c(i)$ are discard and catch estimated from the FOs observed on-board trawlers. Discards were considerably overestimated for species with a discarded proportion larger than 0.9, so an alternative method of calculation was used as in Pointin et al., 2018).

To estimate net profits, the average annual costs per trawler were allocated to each métier. Since trawlers are similar according to their technical characteristics, these costs were assumed not influenced by the year, the gear, the vessel size or age, as suggested by Daurès et al. (2013). Other variable costs $C_o(i)$ were assumed influenced mainly by the number of days-at-sea (Daurès et al., 2013):

⁽²⁷⁾ Statistical Office in French Ministry of Fisheries

$$C_o(i) = C_o \times [N(i) / \sum_{i \in I} N(i)] \quad (4)$$

where C_o is operational cost; $N(i)$ is the number of days-at-sea ; I is the set of métiers.

Fixed costs are yearly distributed among metiers based on the time spent on each metier per year. For convenience, the number of days at sea was used to estimate this ratio as in Eq. (3). Landing costs $C_l(i)$ were assumed proportional to revenue (Daurès et al., 2013):

$$C_l(i) = C_l \times [R(i) / \sum_{i \in I} R(i)] \quad (5)$$

where C_l is landing cost.

Crew costs $C_c(i)$ were then estimated as:

$$\theta_c = C_c / (R - C_o - C_l) \quad (6)$$

$$C_c(i) = [R(i) - C_o(i) - C_l(i)] \times \theta_c \quad (7)$$

where θ_c is the percentage of revenue used to pay the crew.

Net profits $\pi(i)$ were finally calculated as follows:

$$\pi(i) = R(i) - C_o(i) - C_l(i) - C_c(i) - C_f(i) \quad (8)$$

4.2.3. Economic effects of LO implementation

Under the LO, the previously discarded species subject to quota are landed and sold either for human (i.e., marketable bycatch) or non-human (i.e., unmarketable bycatch) consumption. First, catches to be landed, landing costs, crew costs and revenue were re-evaluated; fixed costs were assumed unchanged as there are no investment required for avoidance behaviours, and other variable costs were assumed unchanged as far as fishing effort remains stable (no choke species). The economic incentives for fishers to avoid bycatch were finally assessed by comparing net profits with or without the use of avoidance behaviours.

Costs and revenue under the LO

Under the LO, the quantities of marketable $D_m(i,s)$ and unmarketable $D_u(i,s)$ bycatch were estimated per species s based on the Obsmer data:

$$D_{x \in \{m,u\}}(i,s) = D(i,s) \times \theta_{x \in \{m,u\}}(i,s) \quad (9)$$

where $\theta_x(i,s)$ is the proportion of marketable (or unmarketable) bycatch; $D(i,s)$ is the quantity of species discarded.

Landings $L^*(i)$ and revenue $R^*(i)$ were re-evaluated as follows:

$$L^*(i) = L(i) + \sum_{s \in S} [D_m(i,s) + D_u(i,s)] \quad (10)$$

$$R^*(i) = R(i) + \sum_{s \in S} [p_m(s) \times D_m(i,s)] + p_u \times \sum_{s \in S} [D_u(i,s)] \quad (11)$$

where $p_m(s)$ is the price for marketable bycatch sold at the lowest price level; p_u is the price for unmarketable bycatch and is set to 0.15 euros.kg⁻¹ (Balazuc et al., 2016); S is the set of regulated species caught by trawlers.

Landing costs $C_l^*(i)$ based mainly on ad valorem taxes were then given by:

$$C_l^*(i) = [C_l / R] \times R^*(i) + \beta \quad (12)$$

where C_l / R is the percentage of revenue used to pay landing taxes; β is the additional cost for ice, fishing boxes and transit taxes to land bycatch and is set to 0.10 euros.kg⁻¹ (Balazuc et al., 2016).

Crew costs $C_c^*(i)$ were re-evaluated according to the previous estimates of revenue $R^*(i)$ and landing costs $C_l^*(i)$, as in Eq. (6). Changes in net profits were measured by comparing net profits without $\pi(i)$ and with $\pi^*(i)$ the LO:

$$\Delta\pi(i) = \pi(i) - \pi^*(i) = \pi(i) - [R^*(i) - C_l^*(i) - C_c^*(i) - C_o(i) - C_f(i)] \quad (13)$$

Measurement of economic incentives

Fishers' best option to reduce bycatch is to use a combination of selective fishing practices (Rochet et al., 2014). Changes in fishing strategies are thus expected to reduce partially bycatch. Considering also that bycatch can be very difficult to avoid in mixed fisheries, a basic avoidance behaviour consisting in reducing uniformly bycatch by 30% is assumed. Economic incentives for fishers to adopt this strategy is assessed by comparing the change in profits resulting from the LO implementation with the change in profits if fishers reduce bycatch by 30%.

Choke species

Net profits are expected to fall under the LO also because of catch limits which may be reached more quickly for choke species and, as a result of limited storage capacity, target species catches may

be substituted by lower-value ones. Since the storage capacity should be rarely limited for trawlers (Balazuc et al., 2016), the choke species issues were only considered in the present paper.

At Boulogne-sur-Mer, species quotas are managed by a producer organisation, which means that all members (i.e., vessels) have access to a common amount of quota. Once a quota is exhausted, all vessels are no longer authorised to land, that is to catch, the corresponding species. To simplify the analysis, these common quotas were allocated equally to each vessel, and were aggregated only for trawlers. The number of days N_q^* spent at sea by each trawler before species quotas $q(s)$ were reached was calculated based on the estimated landings $L^*(s)$:

$$L^*(s) = L(s) + D_m(s) + D_u(s) \quad (14)$$

$$N_q^* = [q(s) / L^*(s)] \times N \quad (15)$$

where N is the initial average number of days-at-sea per trawler (i.e., no LO).

The number of days spent at sea by trawlers until the first species quota is reached under the LO was given by $\min\{N, N_1^*, N_2^*, \dots, N_q^*\}$. Catches to be landed, costs (except for fixed costs), and revenue were finally deducted in accordance with the restricted numbers of days-at-sea.

Since species quotas were different between years and zones⁽²⁸⁾, the occurrence of choke species and the economic incentives for fishers to avoid bycatch were evaluated separately in each zone according to each year. Furthermore, the economic incentives were analysed under two different quota top-up levels, for which changes were calculated from a baseline non-LO scenario: 0% and 75% of the estimated stock discards. Species quotas were thus assumed to be either not changed (worst-case scenario), or lifted by the highest possible level (best-case scenario) (Course et al., 2011; Condie et al., 2014).

4.2.4. Specific avoidance behaviours

Based on the previously identified choke species, the spatial and temporal distribution of landings and discards were explored using a nested grid method (Pointin et al., 2018). This method addressed the spatial non-randomness of Obsmer data by adjusting the size of each grid cell as a function of the number

⁽²⁸⁾ EEC vs SNS

of observations therein: small cell sizes were used in areas with many observations, and vice versa. From the average geographical coordinates of each FO, the nested grids were constructed based on an iterative process of cell division: starting with a coarse regular grid, each cell was divided one or several times. For each cell size, the division-based procedure required a maximum and minimum FO threshold, which were determined based on a level of precision set to 0.35 (Pointin et al., 2018). Total landings and discards were then estimated over the whole study area, and were distributed proportionally in each cell depending on local (i.e., per cell) estimated proportions computed from the observed FOs.

The resulting maps relied on several indicators to evaluate the sample representativeness, and the FO spatial distribution within each cell. Trawlers were found satisfactorily covered by the Obsmer programme (Annexe 4.1A). Sampling effort was found temporally consistent with fishing effort between years (Annexe 4.1B) and between months (Annexe 4.1C). Sampling effort was also found spatially consistent with fishing effort (Annexe 4.2A) and landings (Annexe 4.2B), as measured by the global collocation index ($GIC > 0.95$) and local collocation index ($LIC = 0.92$) (Bez and Rivoirard, 2000). To minimise potential discrepancies within years and months, data were pooled over 2011-2016.

To identify fishing areas or periods to be avoided (i.e., high bycatch) or to be favoured (i.e., low bycatch), the proportions of choke species discarded were mapped according to the period of the year (i.e., quarter).

4.3. Results

4.3.1. Identifying métiers, catch profiles and economic results

Trawlers were selected based on the following criteria: vessel length (i.e., larger than 18 metres), home port (i.e., Boulogne-sur-Mer), fishing gears (i.e., bottom and mid-water otter trawl), target species (i.e., a mix of cephalopod, demersal and pelagic fish; described in Table 4.1), fishing zones (Fig. 4.1), and operating period (i.e., at least one year from 2011 to 2016). In total, the trawl fleet comprised 16 vessels with similar technical characteristics (Table 4.2).

Table 4.1: List of the main species landed and discarded by trawlers from 2011 to 2016. Contrib., the percentage of revenue derived for each species; MCRS, Minimum Conservation Reference Size; DEF, demersal fish; CEP, cephalopod; SPF, small pelagic fish.

FAO Code	English name	Scientific name	DCF level 5	MCRS (cm)	Price ³ (€/kg)	Contrib. (%)
BSS ¹	Sea bass	<i>Dicentrarchus labrax</i>	DEF	–	6.95	7.5
COD	Cod	<i>Gadus morhua</i>	DEF	35	2.49	5.1
CTC ^{1,2}	Common cuttlefish	<i>Sepia officinalis</i>	CEP	–	2.05	8.5
DAB	Dab	<i>Limanda limanda</i>	DEF	–	0.51	1.1
HER	Herring	<i>Clupea harengus</i>	SPF	–	0.24	1.0
HOM	Horse mackerel	<i>Trachurus trachurus</i>	SPF	15	0.28	0.5
MAC ¹	Mackerel	<i>Scomber scombrus</i>	SPF	20 [†]	0.72	12.1
PLE	Plaice	<i>Pleuronectes platessa</i>	DEF	27	0.92	1.4
SQZ ^{1,2}	Various squids	Loliginidae	CEP	–	4.03	26.2
WHG ¹	Whiting	<i>Merlangius merlangus</i>	DEF	27	1.36	16.3

¹Main target species; ²Non-quota species; ³ Lowest price level from 2011 to 2016 (source: EUMOFA); [†] 30 cm in the SNS.

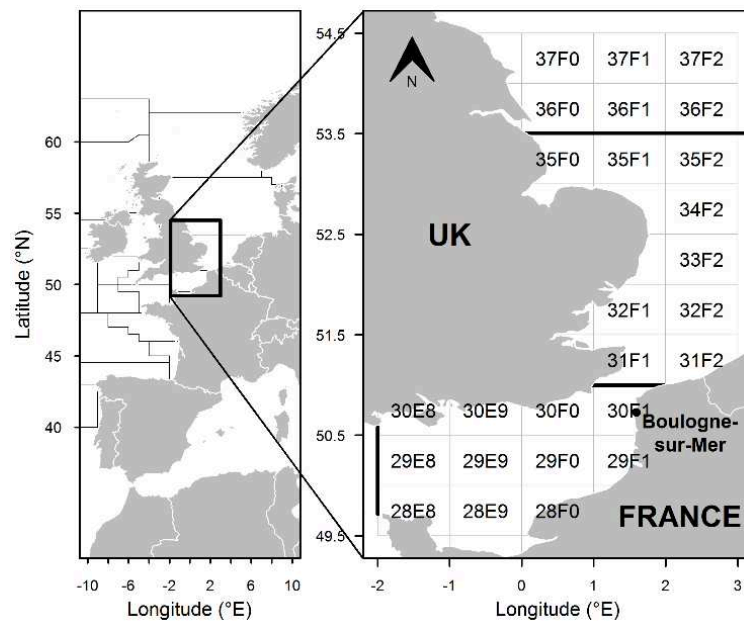


Figure 4.1: Map of the study area in the eastern English Channel (EEC) and southern North Sea (SNS). The ICES statistical rectangles are referenced by their codes.

Table 4.2: Average technical characteristics for trawlers. Values in () are vessel coefficients of variation (%).

Technical characteristics	
Length (m)	23.4 (4)
Gross tonnage	10,486 (7)
Engine power (kW)	496.1 (16)
Fishers on board (No.)	5.27 (16)
Fishing trip duration (h)	71.9 (43)

Crew size was relatively constant over the year. Fishing trips lasted on average 3 to 5 days according to the distance from the fishing areas: the longest trip duration occurred in the SNS (latitude greater than 52.5 °N). During the year, the vessels practised several métiers consisting of changes in target species, gear used and/or fishing areas. Three main métiers composed the fishing strategy of the trawl fleet: 1/ bottom otter trawl for cephalopod (hereafter denoted as OTB_CEP), 2/ bottom otter trawl for demersal fish (OTB_DEF), and 3/ bottom/mid-water otter trawl for small pelagic fish (OTBM_SPF). The OTB_CEP métier accounted for 37% of days-at-sea in a year, which were spent mainly in the EEC (ICES statistical rectangles 29F0, 30F0, 29F1, 30F1) from August to March (Fig. 4.2 and Annexe 4.3). The OTB_DEF métier (50% of days-at-sea) were practised mainly in the EEC (29F0, 30F0, 30F1), and to a more limited extent, in the SNS (31F1, 37F0) depending on the period of the year (Fig. 4.2 and Annexe 4.4). Lastly, the OTBM_SPF (only 13% of days-at-sea) occurred predominantly in the EEC (29F0, 30F0, 30F1) from April to May, and may be pursued in the SNS (37F0) from May to June (Fig. 4.2 and Annexe 4.5).

The OTB_DEF and OTB_CEP métiers generated most of landings in weight and value, discards in weight, and costs (Table 4.3). Fishers landed whiting (43% of total landings in weight) and mackerel (8%) from the OTB_DEF métier (Fig. 4.3), squid (18%) and cuttlefish (12%) from the OTB_CEP métier but also whiting (19%). From both métiers, herring (7% and 22%, respectively), dab (17% and 20%) and whiting (42% and 14%) were mostly discarded. The OTBM_SPF métier was less productive (Table 4.3), with mackerel (60%) and whiting (76%) being respectively the most landed and discarded species (Fig 4.3).

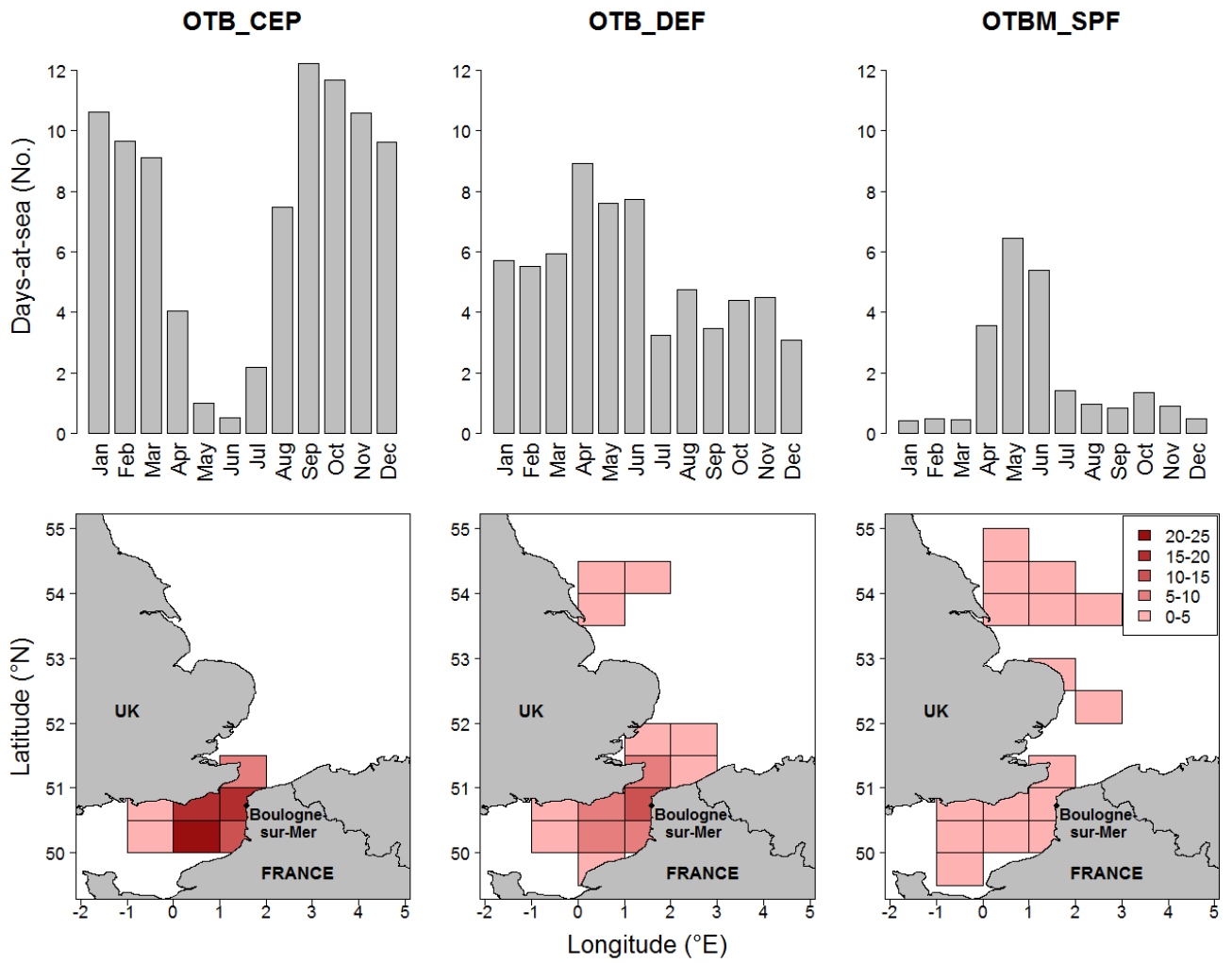


Figure 4.2: Average number of days-at-sea per month (top row) and per ICES statistical rectangle (bottom row) in a year for each trawler as reported in the fisheries statistics. Each column corresponds to a métier: bottom otter trawl for cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF), and bottom/mid-water otter trawl for small pelagic fish (OTBM_SPF).

Table 4.3: Summary of métier characteristics, and the average annual landings, discards, revenue¹ and costs per vessel from 2011 to 2016.

Variable	Métiers		
	OTB_CEP	OTB_DEF	OTBM_SPF
Gear	Bottom otter trawl	Bottom otter trawl	Bottom/mid-water otter trawl
Target species group	Cephalopod	Demersal fish	Small pelagic fish
Zones	EEC	EEC – SNS	EEC - SNS
Annual landings per vessel (t)	150	140	90
Annual discards per vessel (t)	60	70	20
Annual revenue ¹ per vessel (10 ³ euros)	360	250	100
Annual cost per vessel (10 ³ euros)	370	260	100
Most valuable species	squid, cuttlefish, whiting	whiting, squid, mackerel	mackerel, whiting

¹ No information was available on fishing subsidies, so a significant portion of revenue was ignored.

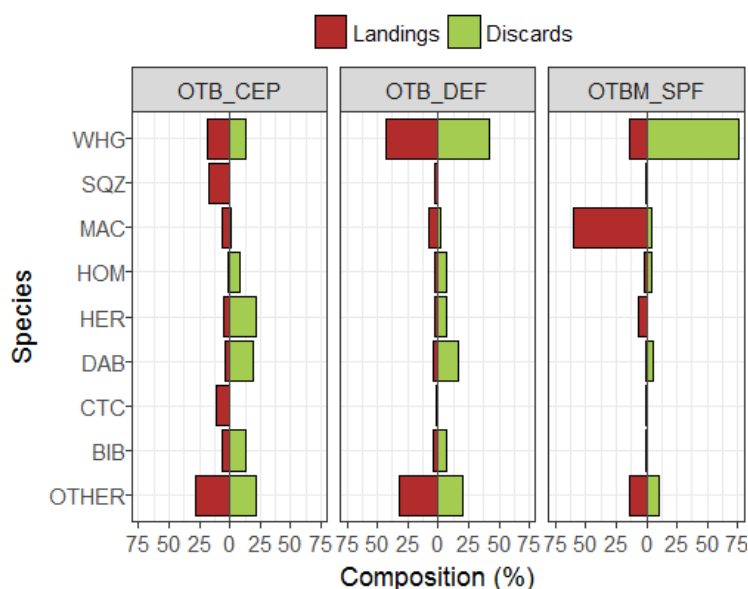


Figure 4.3: Average species composition (%) of landings and discards in weight for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF), and for bottom/mid-water otter trawlers targeting small pelagic fish (OTBM_SPF). Only the most landed and discarded species are displayed (see Table 1 for species codes).

4.3.2. Economic effects of LO implementation

Top-up versus no change in quotas

Under the LO, fishers would reach several species quotas within a restricted number of days-at-sea depending on the fishing zone (Fig. 4.4). In most scenarios, the main choke species would be horse mackerel because it would be associated with the most restricted numbers of days-at-sea, except under a 75% top-up scenario, in which the main choke species would be mackerel in the SNS. Based on existing (i.e., as usual) fishing behaviours, the number of days spent at sea by trawlers would decrease by approximately 15 to 85 days depending on the fishing zone and level of quota top-up. Under a 0% top-up scenario, the number of days-at-sea would drop from 135 to 50 days in the EEC, and from 39 to 14 days in the SNS. It would decrease to a much lesser degree under a 75% top-up scenario: from 135 to 105 days in the EEC, and from 39 to 24 days in the SNS.

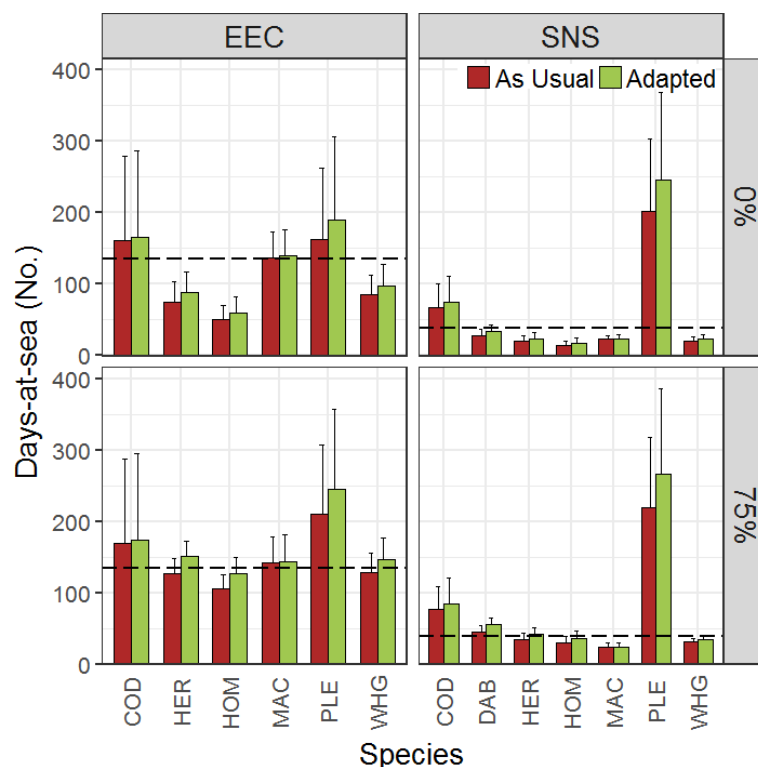


Figure 4.4: Maximum number of days-at-sea before each species quota is reached based on a LO scenario combined with either 0% or 75% quota top-ups in the eastern English Channel (EEC) and southern North Sea (SNS). Fishing behaviours are assumed as usual (red), or adapted to avoid bycatch by 30% (green). The dashed line represent the number of days-at-sea calculated from a baseline non-LO scenario (135 days in the EEC and 39 days in the SNS). Bars indicates the inter-annual variability from 2011 to 2016. See Table 1 for species codes.

The loss of profits would be proportional to the reduction of days-at-sea (Fig. 4.5). Based on existing fishing behaviours, net profits would decrease greatly under a 0% top-up scenario. For all métiers combined, fishers would lose approximately 46,000 euros in the EEC and 20,000 euros in the SNS, while they would lose approximately 13,000 euros in the EEC and 7,000 euros in the SNS under a 75% top-up scenario. The most affected métier would be the OTB_CEP métier (total losses of about 34,000 and 10,000 euros under the 0% and 75% top-up scenarios, respectively), followed by the OTB_DEF métier (22,000 and 7,000 euros) and OTBM_SPF métier (10,000 and 3,000 euros).

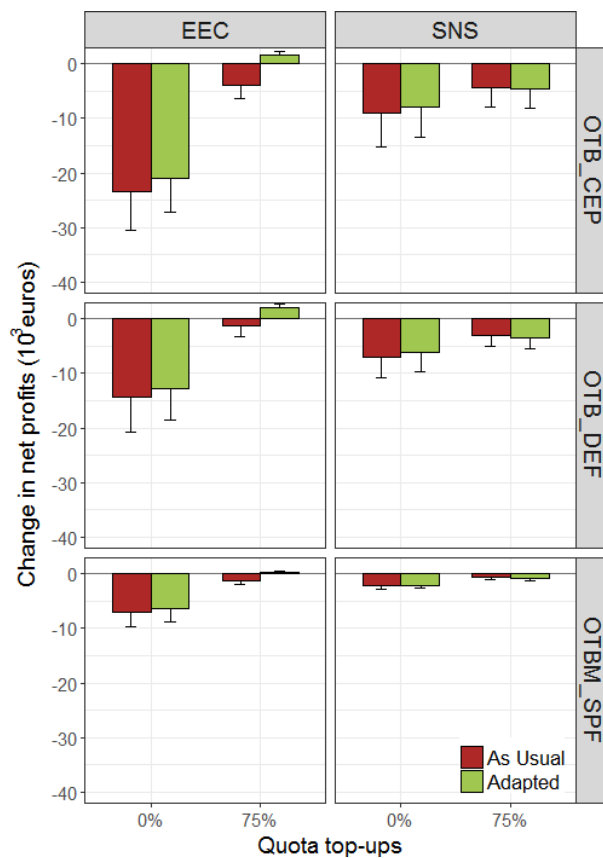


Figure 4.5: Change in net profits (10³ euros) from a baseline non-LO scenario compared to a LO scenario combined with either 0% or 75% quota top-ups. Fishing behaviours are assumed as usual (red), or adapted to avoid bycatch by 30% (green). Bars indicates the inter-annual variability from 2011 to 2016. Results are shown for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF), and for the bottom/mid-water otter trawlers targeting small pelagic fish (OTBM_SPF) in the eastern English Channel (EEC) and southern North Sea (SNS).

With uniform bycatch reduction of 30%

Considering fishers would be able to reduce their bycatch by 30%, the number of days-at-sea (Fig. 4.4) and the related net profits (Fig. 4.5) would be less restricted compared with the previous scenarios. Under a 0% top-up scenario, fishers would be allowed to spend more days at sea (9 days in the EEC and 4 days in the SNS), resulting in an increase in net profits (5,000 euros in the EEC and 2,000 euros in the SNS). A 75% top-up scenario would produce more significant increases: 21 days for 11,000 euros in the EEC, and 6 days for less than 1,000 euros in the SNS. Under a 75% top-up scenario, fishers would be slightly affected by choke species (i.e., quotas would be exceeded late in the year) and would benefit from the landings of marketable and unmarketable bycatch of regulated species, explaining changes in net profits would be positive in the EEC.

4.3.3. Specific avoidance behaviours

In most scenarios, the most profitable behaviours for fishers would be to avoid horse mackerel bycatch (i.e., the main choke species) while practising the OTB_CEP and OTB_DEF métiers in the EEC. According to the period of the year (i.e., quarter), the spatial distribution of FOs observed on board trawlers from 2011-2016 was non-random (Annexe 4.6). Based on the nested grid method, grid cells were reduced to a size smaller than the spatial scale of clustering: FOs were distributed randomly in most of the cells (Annexe 4.7).

According to the top-up level scenarios, avoidance behaviours would differ greatly in time and space. Under a 0% top-up scenario, the trawl fishery would close during the first half of the year (after only 50 days-at-sea compared to the initial 135 days-at-sea) after horse mackerel quota is reached, so fishers would be incentivised to avoid bycatch of the species beforehand. Accordingly, high discarded proportions (>0.8) should be avoided as in, for example, three isolated areas in the EEC from January to March, and along the south coast of England from April to June (Fig. 4.6). These avoidance behaviours would apply primarily to the OTB_DEF métier. Under a 75% top-up scenario, fishers would be incentivised to avoid bycatch during the second half of the year as the fishery would close later (after 120 days-at-sea). Fishers should therefore avoid operating in the southern EEC from July to September

(especially when practising the OTB_CEP métier), and in the mid-part of the EEC and in the region off Boulogne-sur-Mer from September to December (Fig. 4.6).

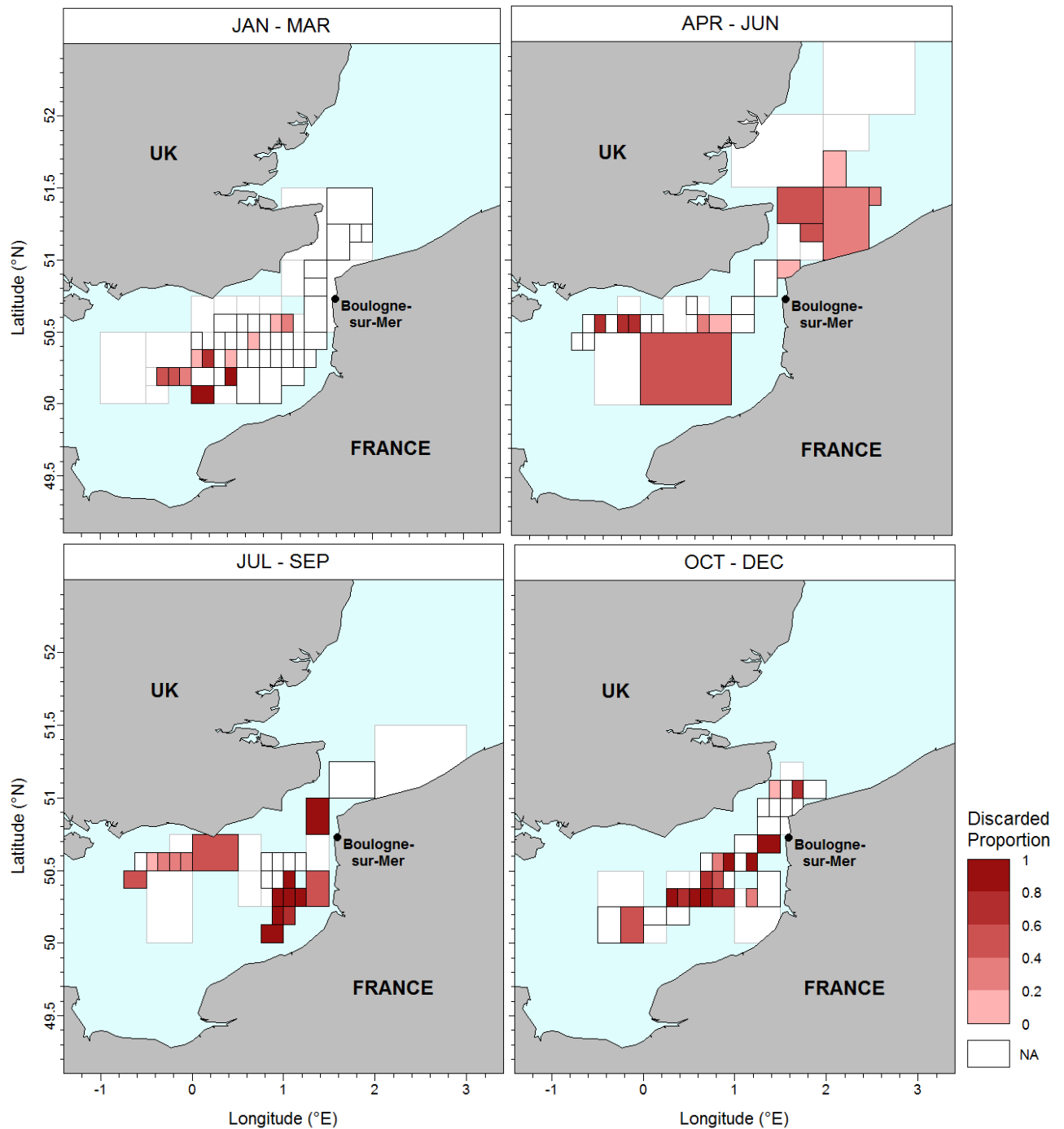


Figure 4.6: Discarded proportion of horse mackerel for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP) or demersal fish (OTB_DEF) from January to March, April to June, July to September and October to December. The proportions are displayed only in cells containing 90% of catch-per-unit-effort. Black (grey) lines define cells with (in)sufficient amounts of FOs to make estimates with a precision level of 0.35.

4.4. Discussion

At Boulogne-sur-Mer, the LO implementation is likely to affect trawlers. The restricted numbers of days-at-sea due to the occurrence of a choke species will curtail fishing activities earlier in the year, leading to significant profit losses particularly for the most practised métiers. These consequences will vary based on species quotas and top-up levels. As a result, fishers will be incentivised differently to use bycatch-avoidance behaviours. For example, they will be strongly limited due to the low quotas of horse mackerel, especially under a 0% top-up scenario. The most profitable behaviours will thus consist in avoiding horse mackerel bycatch by reallocating fishing effort in space and time. They will be incentivised to operate away from certain fishing areas in the EEC during the first half of the year.

4.4.1. LO direct economic impacts

Quota restrictions are one of the main reasons for fishers' economic losses. Before LO implementation, fishers were able to discard over-quota catches and legal fish of low market value or damaged or poor quality (i.e., high-grading). From now on, all catches of regulated species have to be landed and counted against quotas. The system is now based on catch quotas, instead of formal landing quotas. Condie et al. (2014) suggested that the greater the discrepancies between catch quotas and the actual catches, the greater fall of revenue. In a worst-case scenario in which catch quotas are set at the same level as the previous landing ones, major discrepancies are expected for highly discarded species (e.g., herring, horse mackerel and whiting). To help fishers during the transitional period, catch quotas are supposed to be lifted based on previously estimated levels of discard. In a best-case scenario, fishers are granted with extra quotas accounted for 75% of the estimated stock discards. Consequently, they are able to spend more days at sea, land more fish, and produce more revenue before the first species quota is reached.

In most scenarios, horse mackerel is the main choke species for trawlers from Boulogne-sur-Mer, while cod, plaice and whiting are usually cited as the main ones for similar fisheries in the literature (Russel et al., 2015; Catchpole et al., 2017; Mortensen et al., 2018). The reasons for this are: (1) horse mackerel quotas were divided by more than two from 2011 to 2016, resulting in low available quotas

for trawlers; (2) available quotas for the other species remained steady or increased because fish stocks are in good condition (e.g., ICES, 2017a, 2017b).

4.4.2. Little economic incentives for uniform bycatch reduction

The LO combined with a catch quota system is likely to create economic incentives for fishers to use avoidance behaviours. If bycatch can be reduced by 100%, species quota would be fulfilled much later on, leading to a significant increase in fishing effort and revenue (Condie et al., 2013). The trawl fleet is however a mixed-fishery for which a multitude of bycatch is caught and is hardly avoidable (Balazuc et al., 2016). Furthermore, no significant improvement in economic results is expected from a bycatch reduction of 30%. The savings represent only a marginal part of net profits, and depend mainly on the choke species. In recent years, quotas have been reduced drastically for certain species, making them high-risk choke species (e.g., horse mackerel, herring, and mackerel). For the species that are rarely discarded, there will be little incentive for fishers to use avoidance behaviours. For example, fishers are not incentivised to avoid mackerel bycatch in the SNS, assuming a 75% top-up scenario is implemented. An alternative solution would be to avoid commercial catches to prevent the fishery from an early closure. In contrast, fishers are more incentivised to use avoidance behaviours when the choke species are highly discarded (herring, horse mackerel, and whiting).

The economic impacts of the LO may be underestimated as the additional effort and costs incurred for handling, sorting and storing bycatch have not been considered in the analysis. In reality, fishers on-board trawlers are expected to work more hours during a fishing trip (Balazuc et al., 2016), leading to an increase in costs of labour. They are thus likely to be more strongly incentivised to reduce the time required to handle, sort and store bycatch by using avoidance behaviours, as suggested by Johnsen and Eliassen (2011). Negative economic impacts may also be worse due to increased landing costs because of new equipment and infrastructures required at fishing port to deal with bycatch landings (Catchpole et al., 2014b).

4.4.3. The approach limits

This study aims to explore the degree of incentives for fishers to use avoidance behaviours under the LO, and to identify métiers, fishing areas and/or seasons for which fishers are mostly incentivised to avoid bycatch. These aspects are however very sensitive to hypotheses. First, species quotas were distributed equally between all members of a producer organisation, but quotas are available for all members. The system is thus more competitive as fishers attempt to maximise landings before species quotas are reached (Batsleer et al., 2013). As a result, it is more difficult to incentive fishers to use avoidance behaviours as individual vessel have their own choice (e.g., if one vessel decides not use them, it will eventually go against all others). Second, fish prices are assumed to be fixed, while these are known to vary depending on the time, and the quality and size of individual fish (e.g., Meuriot and Gilly, 1987). Third, the LO exemptions have been disregarded, such as for fish damaged by predator, with high survival rate, or included in de minimis exemptions (EC, 2013). The estimated quantities of marketable and unmarketable bycatch are thus slightly over-estimated.

4.4.4. Need for on-board observer data and mapping tools

Rochet et al. (2014) recommended that fishers adopt a combination of mitigation strategies if they want to comply with all LO regulations, which includes avoidance behaviours. By contrast with a uniform reduction of bycatch, specific avoidance behaviours can be easily explored and identified using nested grids, which could benefit more fishers. According to the time of the year, the numbers of FOs observed on-board trawlers vary greatly, resulting in non-identical nested grids. Nevertheless, the average number of FOs per cell varies from 5 to 12 depending on cell size, and the majority of grid cells are 7.5' x 7.5' in size (more than 50%). In these cells, FOs are distributed mostly at random, indicating that a 7.5' x 7.5' cell size is smaller than the initial spatial clustering of data. Moreover, the Obsmer sample is considered technically, temporally and spatially consistent with the whole fleet. Provided that all quality indicators are met, the resulting maps are thus considered meaningful.

According to Cornou et al. (2017), horse mackerel is mainly discarded due to regulation (i.e., below MCRS) and economic considerations (i.e., low or no market value). More specifically, undersized fish

are mainly found along the south coast of England, while low-valued fish are found in the mid-part of the EEC (Pawson, 1995; Carpentier et al., 2009). It can however be assumed that while fishers attempt to avoid bycatch they will also strive to maintain commercial catches to maximize revenue from fishing trips (Rochet et al., 2014). A further analysis should therefore explore the spatial and temporal distribution of landings and discards for the main target species. In the end, fishing areas to be favoured (i.e., low bycatch and medium/high commercial catches) could also be explored.

4.4.5. Perspectives

Based on equations and nested grid procedures, this study can be easily applied to other fishing fleets provided that the necessary data on landings, discard levels, cost and revenue are available. Additional information on labour costs could also be incorporated.

If data on landings and discards were shared in near-real time between vessels, the nested grid method could be used to identify more efficiently avoidance behaviours, as suggested by Eliassen and Bichel (2016). One possible application would thus consist in creating an automatic calculation and visualisation tool for fishers. The objectives of such a tool would be to ease data processing (e.g., reduce calculation time), to perform detailed analyses of fishing métiers (e.g., at port and/or fleet's scale), and to produce a large number of maps. These maps would then be shared with fishers. Currently, this could be feasible only if a 100% observer coverage is applied, or if the LO is fully implemented and accepted by fishers.

Acknowledgments

This work is part of a PhD funded by the French “Association Nationale de la Recherche et de la Technologie” and Sinay Company. It is also part of the Discardless project which received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under Grant Agreement No. 633680. Fisheries Data were retrieved from the IFREMER “SIH - Système d'Informations Halieutiques” database, with permission by the “Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture”. Economic Data are made available by the CASD (Centre d'accès sécurisé aux données) supported by a public grant overseen by the French National Research Agency (ANR) as part of the “Investissements

d'Avenir" program (reference: ANR-10-EQPX-17). The authors express their gratitude to all fishers who took observers on-board their vessels, and the CME producer organisation for providing valuable information. The authors also wish to thank Christelle Le Grand, Anne-Sophie Cornou, Marta Rufino, Youen Vermard and Thomas Jupp for providing data, ideas and valuable feedback on this work.

Chapitre 5

Conclusions et perspectives

Au cours de cette thèse, la problématique des rejets – notamment dans un contexte d’Obligation de Débarquement (OD) – a été introduite, ainsi que l’utilité des données collectées à bord des navires de pêche (Chapitre 1). En s’appuyant sur ces données, une méthode de cartographie a été développée (Chapitre 2), puis améliorée (Chapitre 3) afin de cartographier les débarquements et les rejets. L’utilité de cette méthode pour répondre à des questions de gestion des rejets a ensuite été démontrée (Chapitre 4). Dans ce dernier chapitre, les questions suivantes ont été posées : quelles sont les implications pratiques de ce travail ? En quoi peut-on améliorer cette étude ? Quelles perspectives de recherche intéressantes peut-on envisager ?

Dans un premier temps, un rappel des travaux réalisés à partir des données collectées à bord des navires de pêche met en avant les acquis de cette thèse (5.1). Les sections suivantes présentent d’une part une perspective d’application de l’interface développée (5.2), et d’autre part la contribution de ces travaux à l’amélioration des programmes d’observation à la mer (5.3). Une section discute ensuite d’une possible piste d’amélioration de la méthode de cartographie (5.4). Enfin, une dernière section évoque deux perspectives de recherche (5.5).

5.1. En résumé

Lorsque l'OD sera pleinement appliquée à partir de 2019, les pêcheurs ne seront plus autorisés à rejeter les espèces soumises à des limites de capture ; elles devront dès lors être débarquées et imputées sur les quotas. Malgré les possibilités d'exemptions et les flexibilités accordées aux pêcheurs, ces derniers subiront vraisemblablement des pertes économiques. Le meilleur moyen de limiter ces pertes consistera à réduire les captures non-désirées, grâce notamment à des stratégies d'atténuation. Parmi celles-ci, les stratégies d'évitement représenteront un moyen simple et efficace de gérer ces captures en les réduisant. Elles nécessiteront au préalable des connaissances approfondies sur les débarquements et les rejets en fonction du type de pêche, de l'année, de la saison et de la zone.

Dans le chapitre 2 de la thèse, une méthode de cartographie a été développée spécialement pour l'analyse des données collectées à bord des navires de pêche. Cette méthode basée sur des grilles à mailles variables vise à explorer les variabilités spatio-temporelles des débarquements et des rejets de la pêche. Compte tenu de la distribution spatiale non-aléatoire de ces données, les grilles à mailles variables s'adaptent au nombre d'observations disponibles : des mailles de petites tailles sont créées là où les observations sont nombreuses, et vice versa. Au sein de chaque maille, le nombre d'observations est ainsi relativement homogène et ces dernières sont distribuées de manière aléatoire. Cette méthode a été conçue pour créer des cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles des débarquements et des rejets par espèce ou groupe d'espèces selon le métier concerné (à condition que les données soient suffisantes). En se basant sur plusieurs indicateurs, il a été démontré d'une part que la finesse des grilles et la précision des estimations dépendent essentiellement de la densité et de la variabilité des données ; et d'autre part que l'obtention de cartes valides nécessite une bonne couverture de l'activité de pêche dans l'espace, dans le temps et pour tous les navires qui pratiquent le métier concerné. Etant donné que les programmes européens d'observation à la mer sont généralement caractérisés par des taux d'échantillonnage faibles (< 2%) et qu'ils sont parfois peu représentatifs de l'activité de pêche, il est probable que les cartes produites soient majoritairement non-valides.

Dans le chapitre 3 de la thèse, une plateforme Big Data a été développée dans le but de résoudre les problèmes liés à l'application de la méthode de cartographie à grande échelle (par exemple, à l'échelle

de plusieurs métiers). Basée sur un système de stockage en ligne et un système d'analyse à haute performance, cette plateforme a facilité le traitement des données (ex : réduction des temps de calcul). Un grand nombre de cartes de débarquements et de rejets en Manche et Mer du Nord a ainsi été produit par métier, en regroupant ou non les années, les trimestres et les espèces. Ces cartes ont ensuite été analysées conjointement afin de déterminer des seuils de significativité pour les indicateurs de qualité de ces dernières. Et, comme supposé précédemment, la majorité des cartes produites a été non validée soit parce que les données étaient insuffisantes, soit parce que les échantillons n'étaient pas représentatifs de l'activité de pêche. L'ensemble des cartes valides, quant à elles, a finalement été rendu accessible via une interface informatique qui permet de les visualiser de manière interactive. Un cas d'étude a ainsi pu être identifié pour la suite des travaux. Ce cas d'étude a été sélectionné parce qu'il produit beaucoup de rejets et que les données disponibles sont nombreuses.

Dans le chapitre 4, l'utilité de la méthode de cartographie a été démontrée pour répondre à des questions de gestion des rejets. Les incitations économiques induites par l'OD à adopter des stratégies de pêche plus sélectives ont été analysées précisément pour les chalutiers de plus de 18 mètres de Boulogne-sur-Mer. Ce travail a reposé sur une analyse approfondie des données d'observation à la mer recueillies à bord des navires de pêche de 2011 à 2016, ainsi que des statistiques de pêche et des données économiques existantes. Malgré les hypothèses relatives à l'OD, les résultats ont montré que les pêcheurs subiront vraisemblablement des pertes économiques importantes et que, pour limiter ces pertes, ils devront réduire considérablement les captures non-désirées. Toutefois, il a été démontré qu'une réduction homogène d'une partie des captures non-désirées (ex : utilisation d'engins de pêche sélectifs) ne suffira pas. Plusieurs stratégies d'atténuation devront être utilisées de manière complémentaire. A partir de la méthode de cartographie, la distribution spatiale et temporelle des débarquements et des rejets a donc été explorée. En accordant une attention particulière aux espèces limitantes (i.e., espèces susceptibles d'impacter l'activité de pêche quand leur quota est atteint et interdit la pratique de tout métier les capturant), des stratégies d'évitement économiquement plus efficaces ont été identifiées en théorie. Mais qu'en est-il dans la réalité ? Pour en savoir plus, il faudrait aller à la

rencontre des acteurs principaux : les professionnels de la pêche. Une réunion est notamment prévue le 22 septembre 2018 avec les pêcheurs de Boulogne-sur-Mer. Affaire à suivre...

5.2. Un outil d'aide à la gestion des rejets

Ce projet de thèse a exploité le contenu des données collectées à bord des navires de pêche afin de développer une interface interactive qui permet de visualiser des cartes de débarquements et de rejets. Par le biais d'une application web, cette interface pourrait ultérieurement être mise à disposition des gestionnaires des pêches et des pêcheurs. Ainsi, ils auraient accès en ligne à l'ensemble des cartes. Ils seraient donc à même de quantifier les captures, de déterminer leur composition, d'identifier ce qui est débarqué et rejeté, quand, par qui et où. Dans le cadre de l'OD, cet application web servirait d'outil d'aide à la gestion des rejets (i.e., captures non-désirées). D'un côté, les gestionnaires pourraient identifier plus facilement les principales pêcheries génératrices de rejets – qu'il convient de surveiller avec intérêt (Uhlmann et al., 2014) – et définir de manière plus efficace des fermetures spatio-temporelles des pêches afin de réduire les captures non-désirées (ex : Eliassen, 2014). D'un autre côté, les pêcheurs pourraient identifier les zones et/ou les périodes propices aux captures non-désirées et, en conséquence, réallouer leur effort de pêche, à condition que le bénéfice du changement de comportement soit suffisant (Condie et al., 2013).

Dans le but d'éviter encore plus efficacement les captures non-désirées, une des autres perspectives d'application de cet outil concernerait l'instauration de fermetures en temps réel⁽²⁹⁾. A partir d'une analyse en temps réel des cartes de débarquements et de rejets, ces fermetures viseraient à prévenir la pêche de quantités importantes de captures non-désirées, notamment des captures sous-taille (Little et al., 2014). A partir du moment où elles dépasseraient une quantité prédéfinie, les pêcheurs seraient alertés en temps quasi-réel que la zone en question doit être temporairement évitée. Ce type de stratégie devrait permettre aux pêcheurs de réduire les captures non-désirées lorsque celles-ci seraient fortement et temporairement concentrées dans une zone (ex : zone de frai) (Dunn et al., 2011). Dans ce cas, les

⁽²⁹⁾ Real-Time Closures (RTC)

données sur l'activité de pêche et les captures associées (i.e., débarquements et rejets) devraient être recueillies en temps réel auprès des navires, comme le suggère Bailey et al. (2010) :

« Les fermetures en temps réel concernent des zones maritimes bien précises qui sont fermées à la pêche durant une période limitée et sont décidées sur la base *d'informations obtenues par les gestionnaires en temps réel, souvent en collaboration avec le secteur, telles que les échantillonnages effectués à bord portant sur la composition des captures, (...) l'analyse des taux de captures ou les déclarations des capitaines* ».

En supposant que les technologies de communication nécessaires soient disponibles, le partage d'information en temps réel est actuellement envisageable dans les trois cas suivants :

- ❖ Les navires de pêche sont obligés d'embarquer **un observateur à chaque marée**, ainsi les données collectées peuvent être partagées en temps réel (ex : pêcherie chalutière en Alaska et Pacifique Nord ; Gilman et al., 2006). Cependant, le déploiement d'observateurs à bord des navires est généralement insuffisant et coûte cher (Gilman et al., 2006).
- ❖ Un **système de télévision à circuit fermé (CCTV)** est installé à bord des navires de pêche. Ce système permet de filmer et d'évaluer les captures (y compris les rejets), notamment à partir d'une reconnaissance automatique des espèces capturées (French et al., 2015). Les données sur les captures peuvent ensuite être partagées en temps réel. Toutefois, ces systèmes d'évaluation des captures à partir d'une reconnaissance automatique des espèces sont encore aux premiers stades de développement et ne sont donc pas opérationnels (voir Kennelly & Borges, 2018).
- ❖ **Les pêcheurs appliquent pleinement l'OD** : toutes les captures (y compris les captures non-désirées) doivent donc être renseignées dans les logbooks (Regulation (EU) N°1380/2013, 2013) et peuvent ensuite être partagées en temps réels (Eliassen and Bichel, 2016). Le problème est que cette réglementation est rarement appliquée pour le moment ; les données déclarées sur les captures non-désirées sont quasi-nulles. Et même dans les cas où elle est appliquée, des manques persistent dans les déclarations, notamment en ce qui concerne les captures d'espèces soumises aux exemptions (STECF, 2018).

En résumé, le développement d'un outil efficace d'aide à la gestion des rejets est difficile et nécessite du travail supplémentaire : d'une part un système de partage de données en temps réel doit être mis en place, et d'autre part les cartes de débarquements et de rejets doivent être accessibles en ligne via une application web (pas encore développée !). Ce n'est qu'à ce prix qu'il sera possible d'identifier quasi

instantanément les zones et les périodes à éviter comme c'est déjà le cas, par exemple, en Islande, en Norvège ou aux Etats-Unis (Bailey et al., 2010; Little et al., 2014).

5.3. Accompagner l'évolution des programmes d'observation à la mer

En premier lieu, les résultats de la thèse pourraient permettre d'améliorer les documents de restitution des observations à la mer. Ces documents synthétisent les informations collectées à bord des navires de pêche au cours de l'année précédente. Ils ont pour but principal de « constituer une base *d'information permettant d'ouvrir le dialogue entre l'Administration, les scientifiques et les représentants des professionnels de la pêche* afin de faire évoluer le programme pour améliorer la collecte de données, leur représentativité, leur analyse et leur utilisation » (Cornou, comm. pers.). Dans ces documents, la représentativité des échantillons est évaluée en comparant les caractéristiques des échantillons de marées observées à celles de la population (ex : longueur des navires, distribution temporelle et spatiale, etc.). Le problème est que cette comparaison est qualitative, c'est-à-dire qu'elle ne s'appuie pas sur une analyse quantitative. Une expertise détaillée est nécessaire pour contrôler la représentativité de chaque échantillon un à un. Pour résoudre ce problème, les indicateurs de qualité et les seuils développés au cours de la thèse pourraient être utilisés ; ces indicateurs permettent d'obtenir une vue d'ensemble quant à la couverture de l'activité de pêche dans l'espace, dans le temps et pour tous les navires ayant pratiqué le métier concerné. Dans les restitutions annuelles, les sections qui présentent les résultats des expertises sur la représentativité des échantillons pourraient être ainsi plus homogènes.

En second lieu, le développement d'un outil d'aide à la gestion des rejets s'il est mis à disposition des professionnels pourrait augmenter le niveau d'acceptation de ces derniers vis-à-vis des programmes d'observation à la mer. En effet, ces programmes qui reposent sur le volontariat des professionnels pour accepter un observateur à bord subissent généralement des refus de la part des pêcheurs (Cornou et al., 2017) : certains d'entre eux ne voient pas l'utilité d'un tel programme pour la gestion des ressources halieutiques ; d'autres l'interprètent comme un risque pour leur activité et décident de boycotter le programme en signe de mécontentement. Dans les deux cas, ils refusent d'embarquer des observateurs.

Par contre, si les données collectées permettaient aux pêcheurs d'utiliser un outil efficace d'aide à la gestion des rejets, ces derniers seraient peut-être plus enclins à accepter un observateur à bord. Les données seraient ainsi de meilleure qualité, car plus représentatives de l'ensemble de l'activité de pêche.

5.4. Estimer l'effort de pêche à partir des données AIS

Avec la méthode des grilles à mailles variables, les débarquements et les rejets s'expriment en quantités par unité d'effort (i.e., quantité débarquée/rejetée divisée par l'effort de pêche nécessaire). Ces quantités sont définies en kilogramme par heure de pêche ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) pour les engins actifs (ex : chalut) et en kilogramme par kilomètre de filet ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-1}$) ou par nombre d'hameçons ($\text{kg}\cdot\text{nb}^{-1}$) pour les engins passifs (ex : filet ou palangre). Les estimations sont ainsi standardisées, ce qui facilite les comparaisons entre zones et/ou périodes de pêche. L'étude cartographique de ces estimations permet donc d'identifier les zones à fort rejets et faible débarquements (i.e., à éviter), ainsi que celles à faible rejets et fort débarquements (i.e., à favoriser).

Pour les engins passifs, il n'existe pas de données fiables sur l'effort de pêche dans les statistiques de pêche⁽³⁰⁾ (i.e., estimations SACROIS) ; les données d'observation à la mer sont donc utilisées pour estimer cet effort (pour plus de détails, voir section 2.2.4). Pour les engins actifs, les statistiques des pêches sont suffisantes. Elles comprennent une estimation de l'effort de pêche (en heure) par navire, par séquence (i.e., combinaison d'un jour, d'un engin et d'un rectangle statistique) et par espèce calculée grâce aux données de positionnement des navires par satellite (VMS). L'inconvénient de cette estimation est qu'elle est disponible seulement à l'échelle des rectangles statistiques ($60' \times 30'$, soit environ 4500 km^2) ; alors qu'à partir des données VMS brutes, l'effort de pêche pourrait être estimé à des échelles beaucoup plus fines (1-10 km ; Lee et al., 2010). Cette possibilité serait intéressante dans le cas des grilles à mailles variables : d'une part, pour estimer plus précisément les débarquements et les rejets par unité d'effort, et d'autre part améliorer les indicateurs spatiaux de représentativité des échantillons (i.e., indices de colocation). L'utilisation des données VMS brutes reste cependant problématique pour les

⁽³⁰⁾ Dans les statistiques de pêche, l'effort de pêche est calculé en fonction de la vitesse des navires (ex : un navire est considéré « en pêche » lorsque sa vitesse moyenne entre deux positions successives est supérieure à 4,5 nœuds). Dans le cas des engins passifs, l'effort de pêche ne dépend pas de la vitesse des navires, d'où une absence de données fiables.

raisons suivantes : 1/ elles ne sont disponibles que pour les navires de plus de 12 mètres (EC, 2009) ; 2/ elles sont collectées toutes les 2 heures, il est donc nécessaire d'interpoler entre deux positions successives (Hintzen and Brunel, 2008) ; et 3/ elles sont difficiles d'accès dans de nombreux pays pour des raisons de confidentialité et de protection de données à caractère personnel (Hinz et al., 2013).

Une solution alternative consiste à utiliser les données issues du système d'identification automatique des navires (AIS). Ce système a été introduit en 2004 par l'Organisation Internationale Maritime (OMI) dans le but de renforcer la sécurité maritime et prévenir les collisions entre navires⁽³¹⁾. « Basé sur l'échange automatisé de communications par radio VHF⁽³²⁾ entre navires d'une part, entre navires et centres de surveillance maritime d'autre part et plus récemment via des satellites, il permet une identification en temps réel [de la position] des navires » (Serry and Lévêque, 2015). L'ensemble des informations contenues dans les données AIS sont regroupées en trois catégories (Fig. 5.1) : informations sur le navire, sur le trajet et sur la trajectoire. Contrairement aux données VMS, les données AIS sont disponibles pour beaucoup de navires de moins de 12 mètres, elles sont collectées à intervalles beaucoup plus courts (2 sec – 3 min ; ce qui résout le problème d'interpolation) et elles sont accessibles facilement et en temps réel. Les principaux inconvénients à ce jour résident dans le fait qu'elles sont incomplètes (i.e., il n'y a pas de contrôle quant à l'utilisation du système par les patrons-pêcheurs, il peut donc être coupé à tout moment) et très volumineuses⁽³³⁾. Plusieurs études ont néanmoins démontré qu'à partir de ces données il est possible d'estimer précisément un effort de pêche (Natale et al., 2015). De plus, des recherches sont actuellement en cours pour améliorer leur représentativité (ex : groupe de travail « ESSnet Big Data⁽³⁴⁾ »). Par ailleurs, le très gros volume de données à traiter est exploitable au moyen des technologies Big Data (ex : De Souza et al., 2016) ; d'où l'utilité de la plateforme développée au cours de la thèse. L'effort de pêche pourrait ainsi être estimé facilement en plusieurs étapes, à savoir :

- 1) **Accéder aux données** : soit en les achetant, soit en contribuant à leur collecte et à leur partage via une station de réception (i.e., accès illimité aux données collectées en temps réel).
- 2) **Trouver les correspondances entre les navires** immatriculés dans les registres nationaux

⁽³¹⁾ International Maritime Organization. International Convention for the Safety of Life at Sea [Internet]. 1974. Disponible à l'adresse suivantes : http://www.imo.org/blast/contents.asp?topic_id=257&doc_id=647

⁽³²⁾ Very High Frequency

⁽³³⁾ 61 millions de positions affichées par jour (source : MaritimeSurvey)

⁽³⁴⁾ https://webgate.ec.europa.eu/fpfis/mwikis/essnetbigdata/index.php/WP4_AIS_data

de la flotte de pêche commerciale⁽³⁵⁾ et ceux présents dans la base de données AIS (ex : à partir de l'indicatif radio des navires ; Natale et al., 2015).

- 3) **Filtrer et épurer les données** (ex : supprimer les navires pour lesquels le système AIS est souvent éteint), puis **évaluer leur représentativité**.
- 4) **Identifier les activités de pêche** : il s'agit de distinguer les activités de pêche des autres activités en mer à partir d'une analyse de la trajectoire et de la vitesse des navires (Natale et al., 2015).
- 5) **Estimer l'effort de pêche** en se basant les activités de pêche, puis **l'intégrer à la méthode de cartographie**.

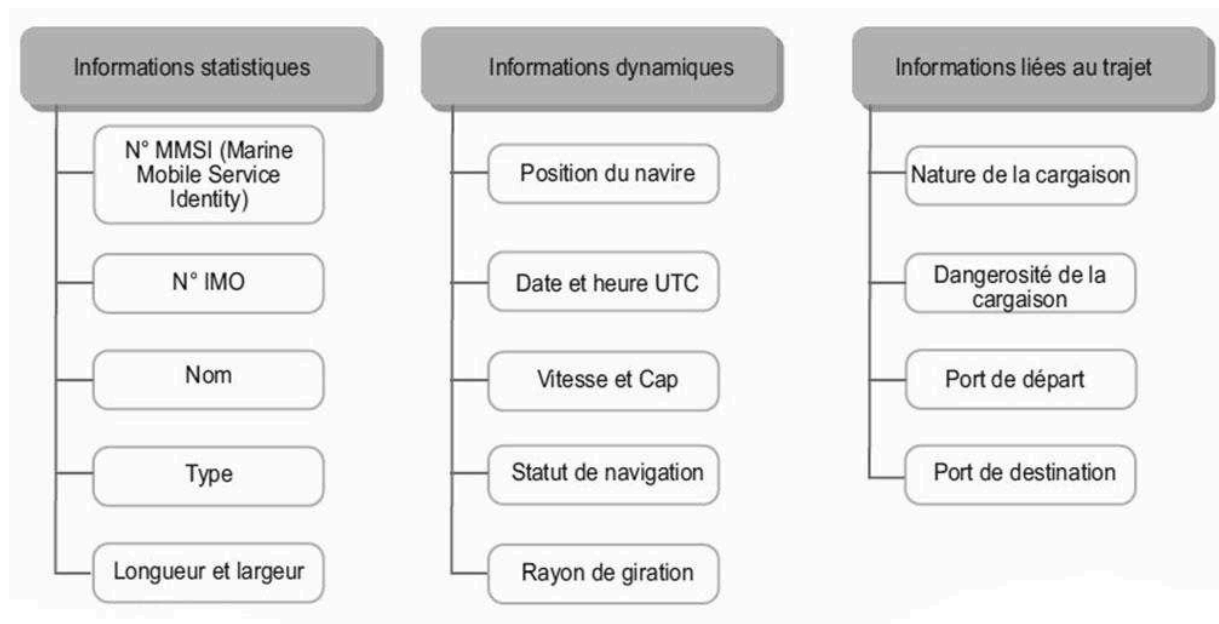


Figure 5.1 : Ensemble des informations contenues dans les données AIS (source : Le Guyader et al., 2011).

5.5. Autres perspectives

5.5.1. Analyses spatiales de l'écologie des rejets

Au niveau écosystémique, les rejets de la pêche constituent une source de nourriture pour certains groupes trophiques dans la chaîne alimentaire (pour plus de détails, voir section 1.1.3). Les connaissances sur la contribution de cet apport à l'alimentation des communautés benthiques sont limitées et parfois même contradictoires (Catchpole et al., 2006; Kaiser and Hiddink, 2007; Depestele

⁽³⁵⁾ (EC, 2003b)

and Rochet, 2014; Shephard et al., 2014). Toutefois, le potentiel de nécrophagie est connu pour être distribué de manière hétérogène (Groenewold and Fonds, 2000). Par conséquent, la contribution des rejets aux besoins alimentaires des communautés benthiques varie selon la zone géographique : elle peut être plus forte localement si un apport massif de rejets parvient au fond.

Pour identifier les zones recevant beaucoup de rejets, une étude réalisée par Angéline Launay (stagiaire à l'Ifremer) a analysé la coïncidence spatiale entre catégories de rejets de chalutiers et d'invertébrés benthiques nécrophages dans la Grande Vasière. Cette zone s'étend sur 250 km de long et est large d'environ 100 km au large de Groix et d'environ 25 km au large de Rochebonne (Dubrulle et al., 2007). Elle est le siège d'une importante pêcherie à la langoustine qui rejette beaucoup de langoustines sous-taille ou molles et de merlus sous-taille (Macher et al., 2008). Les catégories mentionnées précédemment ont été définies afin de tester l'hypothèse d'une coïncidence spatiale plus élevée pour les rejets qui atteignent le fond et les nécrophages les plus mobiles. Pour cela, des cartes ont été construites à l'échelle la plus fine possible compte-tenu de la disponibilité des données, puis des tests de corrélation ont été réalisés. Ces cartes ont été construites à partir de la méthode des grilles à mailles variables avec quelques ajustements (ex : toutes les cellules sont de taille 10' x 10', soit environ 285 km²). Les résultats ont mis en évidence une hétérogénéité spatiale des catégories de rejets alors que la répartition spatiale des nécrophages est plus homogène. Les tests de corrélation n'ont pas fait ressortir de corrélation significative entre ces répartitions spatiales. L'absence d'une coïncidence spatiale significative peut être la conséquence de l'utilisation d'une échelle trop large et donc non adaptée. En effet, ces travaux ont été réalisés alors que le développement de la méthode de cartographie n'était pas encore achevé. Dorénavant, les cartes sont disponibles à des échelles plus fines (jusqu'à 1,875' x 1,875', soit 10 km²) avec des estimations de rejets plus précises. Il reste à examiner si les résultats en seraient modifiés.

5.5.2. Perspectives d'apprentissage automatique et profond

La méthode des grilles à mailles variables est une méthode descriptive qui vise à décrire et comprendre les variabilités spatio-temporelles des débarquements et des rejets de la pêche. Contrairement aux méthodes explicatives ou prédictives (ex : régressions linéaires, analyses

discriminantes), elle n'a pas vocation à étudier le lien de causalité entre les débarquements ou rejets et des facteurs d'influence (ex : type de pêche, zone, période, conditions météorologiques, etc.). Cette étude du lien de causalité est généralement associée à des contraintes majeures, telles que la nécessité de sélectionner au préalable les principaux facteurs d'influence (pour plus de détails, voir section 1.5.3).

Les outils Big Data apportent des solutions technologiques et innovantes à ces contraintes (Brasseur, 2013). Par exemple, l'exploration de données (data mining en anglais) est un ensemble de techniques utilisées grâce à ces outils. Ces techniques ont pour but d'extraire un savoir ou une connaissance à partir de grands volumes de données (Hand et al., 2001). Parmi celles-ci, l'apprentissage automatique (machine learning en anglais) et l'apprentissage profond (deep learning en anglais) sont particulièrement utilisées. S'appuyant sur l'intelligence artificielle, ce type de démarche consiste à rechercher des corrélations sans hypothèse de départ (i.e., pas de sélection préalable de facteurs d'influence). Les modèles utilisés restent inchangés par rapport aux méthodes d'analyse classiques, mais les capacités de traitement et d'analyse de données complexes et à volumétrie importante sont démultipliées (Brasseur, 2013). L'apprentissage automatique et profond s'avèrent donc très performant pour distinguer des structures particulières dans des jeux de données complexes (LeCun et al., 2015) et sont applicables dans de nombreux domaines, tels que les sciences marines (ICES, 2018).

A partir de ces techniques, une perspective d'application de la plateforme basée sur les technologies Big Data serait d'essayer d'expliquer et même de prévoir les variabilités spatio-temporelles des débarquements et des rejets de la pêche.

Conclusion finale

En conclusion, ce travail de thèse m'a apporté des connaissances approfondies sur le fonctionnement et la gestion des pêches à l'échelle européenne, et notamment française. Ces connaissances m'ont permis d'appréhender le problème des rejets en mer dans toute sa complexité et sa diversité, notamment grâce à la méthode de cartographie développée. Au bout d'un processus long et fastidieux de développement, cette méthode a finalement abouti, à mon avis, à des résultats utiles dans la mesure où ils sont rendus accessibles aux principaux concernés (i.e., les professionnels de la pêche).

Il reste néanmoins des progrès à accomplir sur l'une des principales pierres d'achoppement, à savoir corroborer lesdits résultats. Au début de la thèse, nous souhaitions acquérir de nouvelles données en partenariat avec des pêcheurs professionnels ou organisations de producteur désireux de partager leurs connaissances et informations, et surtout expérimenter de nouvelles stratégies de pêche. Les travaux n'étant pas assez avancés à cette époque, nous nous sommes heurtés à des refus d'effectuer des expérimentations à bord. Etant donné que l'Obligation de Débarquement doit être pleinement appliquée à partir de 2019, il serait intéressant d'évaluer si les résultats obtenus correspondent bien à la réalité, notamment pour les chalutiers de plus 18 mètres de Boulogne-sur-Mer.

Enfin, cette thèse est régie par une Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE), qui met en partenariat un institut de recherche et un bureau d'étude. Il est donc envisagé que ces travaux puissent finalement aboutir à des outils ou des connaissances utilisés à plus grande envergure et de nature plus commerciale : par exemple, pour des études halieutiques et de gestion des pêches durables ou pour des études d'impact environnemental.

Bibliographie

- 2008/949/EC. (n.d.). Commission Decision of 6 November 2008 Adopting a Multiannual Community Programme Pursuant to Council Regulation (EC) No 199/2008 Establishing a Community Framework for the Collection, Management and Use of Data in the Fisheries Sector and Support for Scientific Advice Regarding the Common Fisheries Policy.
- Alverson, Dayton L., Freeberf, M. H., Murawski, S. A., and Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper No 339. Rome, FAO. 233 pp. <http://www.fao.org/docrep/003/t4890e/t4890e00.htm>.
- Alzorritz, N., Arregi, L., Herrmann, B., Sistiaga, M., Casey, J., and Poos, J. J. 2016. Questioning the effectiveness of technical measures implemented by the Basque bottom otter trawl fleet: Implications under the EU landing obligation. *Fisheries Research*, 175: 116–126.
- Augustin, N. H., Trenkel, V. M., Wood, S. N., and Lorance, P. 2013. Space-time modelling of blue ling for fisheries stock management. *Environmetrics*, 24: 109–119.
- Bailey, N., Campbell, N., Holmes, S., Needle, C., Wright, P., European Parliament, and Directorate-General for Internal Policies of the Union. 2010. Real time closures of fisheries. Publications Office, Luxembourg.
- Balazuc, A., Goffier E., Soulet E., Rochet M.J., and Leleu K. 2016. EODE - Expérimentation de l'Obligation de DEbarquement à bord de chalutiers de fond artisans de Manche Est et mer du Nord, et essais de valorisation des captures non désirées sous quotas communautaires. 136 + 53 pp. <https://www.comitedespeches-hautsdefrance.fr/wp-content/uploads/2016/03/Rapport-final-EODE-Exp%C3%A9rimentation-de-lObligation-de-DEbarquement-CRPMEM-NPdCP-Version-f%C3%A9vrier-2016.pdf> (accessed 25 Mars of 2016).
- Batsleer, J., Poos, J. J., Marchal, P., Vermard, Y., and Rijnsdorp, A. D. 2013. Mixed fisheries management: protecting the weakest link. *Marine Ecology Progress Series*, 479: 177–190.
- Batsleer, J., Rijnsdorp, A. D., Hamon, K. G., van Overzee, H. M. J., and Poos, J. J. 2016. Mixed fisheries management: Is the ban on discarding likely to promote more selective and fuel efficient fishing in the Dutch flatfish fishery? *Fisheries Research*, 174: 118–128.
- Baudron, A. R., and Fernandes, P. G. 2015. Adverse consequences of stock recovery: European hake, a new “choke” species under a discard ban? *Fish and Fisheries*, 16: 563–575.
- Bellido, J. M., Santos, M. B., Pennino, M. G., Valeiras, X., and Pierce, G. J. 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia*, 670: 317–333.
- Berghahn, R., Waltemath, M., and Rijnsdorp, A. D. 1992. Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 8: 293–306.
- Berthou, P., Guyader, O., Leblond, E., Demaneche, S., Daurès, F., Merrien, C., and Lespagnol, P. 2008. From fleet census to sampling schemes: an original collection of data on fishing activity for the assessment of the French fisheries. In ICES 2008 Annual Science Conference, 22-26 september 2008, HALIFAX, Canada.

- Bez, N., and Rivoirard, J. 2000. Indices of collocation between populations. In Workshop on the Use of Continuous Underway Fish Egg Sampler (CUFES) for mapping spawning habitat of pelagic fish. GLOBEC Rep, pp. 48–52.
- Bicknell, A. W., Oro, D., Camphuysen, K. C., and Votier, S. C. 2013. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *Journal of Applied Ecology*, 50: 649–658.
- Borges, L., Rogan, E., and Officer, R. 2005. Discarding by the demersal fishery in the waters around Ireland. *Fisheries Research*, 76: 1–13.
- Borges, L., van Keeken, O. A., van Helmond, A. T. M., Couperus, B., and Dickey-Collas, M. 2008. What do pelagic freezer-trawlers discard? *ICES Journal of Marine Science*, 65: 605–611.
- Bourdaud, P., Travers-Trolet, M., Vermard, Y., Cormon, X., and Marchal, P. 2017. Inferring the annual, seasonal, and spatial distributions of marine species from complementary research and commercial vessels' catch rates. *ICES Journal of Marine Science*. <https://academic.oup.com/icesjms/article-lookup/doi/10.1093/icesjms/fsx092> (Accessed 20 September 2017).
- Bozzano, A., and Sarda, F. 2002. Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 15–28.
- Branch, T. A., and Hilborn, R. 2008. Matching catches to quotas in a multispecies trawl fishery: targeting and avoidance behavior under individual transferable quotas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 1435–1446.
- Brasseur, C. 2013. *Enjeux et usages du big data. Technologies, méthodes et mises en œuvre*, Paris, Lavoisier, p. 30.
- Broadhurst, M. K., Suuronen, P., and Hulme, A. 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish and Fisheries*, 7: 180–218.
- Cappell, R. 2001. Economic aspects of discarding. UK case study: discarding by North Sea Whitefish Trawlers, Nautilus Consultants. <http://www.eurocbc.org/UKdiscards01.pdf>.
- Carpentier, A., Coppin, F., Delavenne, J., Dupuls, L., Engelhard, G., Ernande, B., Gardel, L., et al. 2009. Chap. 1, La Manche orientale / The eastern English Channel". In: Carpentier A, Martin CS, Vaz S (Eds.), Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report (CHARM phase II). INTERREG 3a Programme, IFREMER, Boulogne-sur-mer, France. 626 pp. & CD-rom.
- Cashion. 2016. The end use of marine fisheries landings. Fisheries Centre Research Report 24(3). Sea Around Us, Institute for the Oceans and Fisheries, University of British Columbia, Vancouver. 108p. <https://open.library.ubc.ca/cIRcle/collections/ubccommunityandpartnerspublicati/52387/items/1.0354481>.
- Cashion, T., Le Manach, F., Zeller, D., and Pauly, D. 2017. Most fish destined for fishmeal production are food-grade fish. *Fish and Fisheries*, 18: 837–844.
- Catchpole, T., van Keeken, O., Gray, T., and Piet, G. 2008a. The discard problem—A comparative analysis of two fisheries: the English Nephrops fishery and the Dutch beam trawl fishery. *Ocean & Coastal Management*, 51: 772–778.
- Catchpole, T. L., Frid, C. L. J., and Gray, T. S. 2005a. Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy*, 29: 421–430.

- Catchpole, T. L., Frid, C. L. J., and Gray, T. S. 2005b. Discarding in the English north-east coast *Nephrops norvegicus* fishery: the role of social and environmental factors. *Fisheries Research*, 72: 45–54.
- Catchpole, T. L., Frid, C. L. J., and Gray, T. S. 2006. Importance of discards from the English *Nephrops norvegicus* fishery in the North Sea to marine scavengers. *Marine Ecology Progress Series*, 313: 215–226.
- Catchpole, T. L., Revill, A. S., Innes, J., and Pascoe, S. 2008b. Evaluating the efficacy of technical measures: a case study of selection device legislation in the UK Crangon crangon (brown shrimp) fishery. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 65: 267–275.
- Catchpole, T. L., Enever, R., Maxwell, D. L., Armstrong, M. J., Reese, A., and Revill, A. S. 2011. Constructing indices to detect temporal trends in discarding. *Fisheries Research*, 107: 94–99.
- Catchpole, T. L., Feekings, J. P., Madsen, N., Palialexis, A., Vassilopoulou, V., Valeiras, J., Garcia, T., et al. 2014a. Using inferred drivers of discarding behaviour to evaluate discard mitigation measures. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 71: 1277–1285.
- Catchpole, T. L., Elliot, S., Peach, D., and Mangi, S. C. 2014b. Final Report: The English discard ban trial, pp65.
- Catchpole, T. L., Ribeiro-Santos, A., Mangi, S. C., Hedley, C., and Gray, T. S. 2017. The challenges of the landing obligation in EU fisheries. *Marine Policy*, 82: 76–86.
- Chodorow, K. 2013. MongoDB: the definitive guide. O'Reilly Media Inc. 409 pp.
- Clark, P. J., and Evans, F. C. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35: 445–453.
- Cochran, W. G. 1977. Sampling techniques. 1977. New York: John Wiley and Sons.
- Condie, H. M., Grant, A., and Catchpole, T. L. 2013. Does banning discards in an otter trawler fishery create incentives for more selective fishing? *Fisheries Research*, 148: 137–146.
- Condie, H. M., Grant, A., and Catchpole, T. L. 2014a. Incentivising selective fishing under a policy to ban discards; lessons from European and global fisheries. *Marine Policy*, 45: 287–292.
- Condie, H. M., Catchpole, T. L., and Grant, A. 2014b. The short-term impacts of implementing catch quotas and a discard ban on English North Sea otter trawlers. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 71: 1266–1276.
- Cornou, A.-S., Diméet, J., Biseau, A., Tétard, A., Gaudou, O., Dubé, B., Fauconnet, L., et al. 2013. Observations à bord des navires de pêche professionnelle. Bilan de l'échantillonnage 2012. <http://parc-iroise-fr.aires-marines.fr/content/download/14422/120329/version/1/file/rapport%2Bembarquement%2Bfinal%2BPNMI%2B20112012.pdf> (Accessed 16 February 2016).
- Cornou, A.-S., Diméet, J., Tétard, A., Gaudou, O., Quinio-Scavinner, M., Fauconnet, L., Dubé, B., et al. 2014. Observations à bord des navires de pêche professionnelle. Bilan de l'échantillonnage 2013.
- Cornou, A.-S., Quinio-Scavinner, M., Delaunay, D., Diméet, J., Goascoz, N., Dubé, B., Fauconnet, L., et al. 2015. Observations à bord des navires de pêche professionnelle. Bilan de l'échantillonnage 2014.

- Cornou, A.-S., Dimeet, J., Goascoz, N., Quinio-Scavinner, M., and Rochet, M.-J. 2016. Captures et rejets des métiers de pêche français. Résultats des observations à bord des navires de pêche professionnelle en 2015. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00353/46441/>.
- Cornou, A.-S., Goascoz, N., Quinio-Scavinner, M., Chassanite, A., Dubroca, L., and Rochet, M.-J. 2017. Captures et rejets des métiers de pêche français. Résultats des observations à bord des navires de pêche professionnelle en 2016. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00418/52945/>.
- Correy, T., and Williams, E. 1995. Bycatch: Whose issue is it anyway. *Nor'easter*, 7(1): 1–7.
- Council Regulation (EU) 2018/120. 2018. Council Regulation (EU) 2018/120 of 23 January 2018 fixing for 2018 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Union waters and, for Union fishing vessels, in certain non-Union waters, and amending Regulation (EU) 2017/127.
- Course, G., Pasco, G., Revill, A., and Catchpole, T. 2011. Final report: The English North Sea Catch-Quota pilot scheme-Using REM as a verification tool. pp44. http://en.fvm.dk/fileadmin/user_upload/ENGLISH_FVM.DK/Themes/Yield_of_fish/UK-English_report_on_Catch_Quota_Management_2010.pdf (accessed on 16 September of 2015).
- Daurès, F., Van Iseghem, S., Demaneche, S., Leblond, E., Brigaudeau, C., Guyader, O., and Berthou, P. 2008. Re-assessing the French small-scale coastal fisheries: from fleet activity to economic performance. In ICES 2008 Annual Science Conference, 22-26 september 2008, HALIFAX, CANADA.
- Daurès, F., Trenkel, V. M., and Guyader, O. 2013. Modelling the fishing costs of French commercial vessels in the Bay of Biscay. *Fisheries Research*, 146: 74–85.
- Davis, M. W. 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 1834–1843.
- De Rozarieux, N. 2014. SR668 - use of discards in bait. York, UK: NFFO Services Limited. http://www.seafish.org/media/Publications/SR668_use_of_discards_in_bait.pdf (accessed on 27/07/2018).
- De Souza, E. N., Boerder, K., Matwin, S., and Worm, B. 2016. Improving Fishing Pattern Detection from Satellite AIS Using Data Mining and Machine Learning. *PLOS ONE*, 11: e0158248.
- Demanèche, S., Begot, E., Gouello, A., Habasque, J., Merrien, C., Leblond, E., Berthou, P., et al. 2010. Projet SACROIS 'IFREMER/DPMA' - rapport final - Convention SACROIS 2008-2010. <http://sih.ifremer.fr/content/download/20085/129929/file/SACROIS.pdf> (accessed 15 March of 2017).
- Depestele, J., and Rochet, M.-J. 2014. Quantifying food subsidies to the benthos due to discards. Task 4.4 Report on the quantification of discard flow to the seabed, relative to natural food sources. BENTHIS - Deliverable 4.5. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00310/42146/>.
- Depestele, J., Desender, M., Benoît, H. P., Polet, H., and Vincx, M. 2014. Short-term survival of discarded target fish and non-target invertebrate species in the “eurocutter” beam trawl fishery of the southern North Sea. *Fisheries Research*, 154: 82–92.
- Depestele, J. 2017, September 18. The fate of discards from marine fisheries. A disregarded viewpoint in fisheries management. Ghent University, Gent, Belgium. 286 pp. 10.13140/RG.2.1.3658.8007.

- Dubé, B., Dimeet, J., Rochet, M.-J., Tétard, A., Gaudou, O., Messannot, C., Fauconnet, L., et al. 2012. Observations à bord des navires de pêche professionnelle. Bilan de l'échantillonnage 2011. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00165/27659/25831.pdf> (Accessed 23 November 2016).
- Dubrulle, C., Jouanneau, J. M., Lesueur, P., Bourillet, J. F., and Weber, O. 2007. Nature and rates of fine-sedimentation on a mid-shelf: “La Grande Vasière” (Bay of Biscay, France). *Continental Shelf Research*, 27: 2099–2115.
- Dumbill, E. 2013. *Making Sense of Big Data*, 1: 1–2.
- Dunn, D. C., Boustany, A. M., and Halpin, P. N. 2011. Spatio-temporal management of fisheries to reduce by-catch and increase fishing selectivity. *Fish and Fisheries*, 12: 110–119.
- EC. 2001. Commission Regulation (EC) No 1639/2001 of 25 July 2001 establishing the minimum and extended Community programmes for the collection of data in the fisheries sector and laying down detailed rules for the application of Council Regulation (EC) No 1543/2000. L222: 1-63.
- EC. 2002. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on a Community Action Plan to Reduce Discards of Fish. COM (2002) 656 Final. COM (2002) 656 Final.
- EC. 2003a. Council Regulation (EC) Regulation 2244/2003 of 18 December 2003 laying down detailed provisions regarding satellite based Vessel Monitoring Systems. L333: 1-11.
- EC. 2003b. Commission regulation (EC) No 26/2004 of 30 December 2003 on the Community fishing fleet register.
- EC. 2008. Council Regulation (EC) No 199/2008 of 25 February 2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. L60: 1-12.
- EC. 2009. Council regulation (EC) n°1224/2009 of 20 November 2009 establishing a Community Control System for Ensuring Compliance with the Rules of the Common Fisheries Policy, Amending Regulations (EC) No 847/96, (EC) No 2371/2002, (EC) No 811/2004, (EC) No 768/2005, (EC) No 2115/2005, (EC) No 2166/2005, (EC) No 388/2006, (EC) No 509/2007, (EC) No 676/2007, (EC) No 1098/2007, (EC) No 1300/2008, (EC) No 1342/2008 and Repealing Regulations (EEC) No 2847/93, (EC) No 1627/94 and (EC) No 1966/2006.
- Edmondson, M. 2018. bigQueryR: Interface with Google BigQuery with Shiny Compatibility. R package version 0.4.0.
- EEC. 1983. Commission Regulation (EEC) No. 2807/83 of 22 September 1983 laying down detailed rules for recording information on Member States' catches of fish. L276: 1-18.
- Eliassen, S. Q., Papadopoulou, K.-N., Vassilopoulou, V., and Catchpole, T. L. 2014. Socio-economic and institutional incentives influencing fishers' behaviour in relation to fishing practices and discard. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 1298–1307.
- Eliassen, S. Q. 2014. Cod avoidance by area regulations in Kattegat—experiences for the implementation of a discard ban in the EU. *Marine Policy*, 45: 108–113.
- Eliassen, S. Q., and Bichel, N. 2016. Fishers sharing real-time information about “bad” fishing locations. A tool for quota optimisation under a regime of landing obligations. *Marine Policy*, 64: 16–23.

- Enever, R., Reville, A., and Grant, A. 2007. Discarding in the English Channel, Western approaches, Celtic and Irish seas (ICES subarea VII). *Fisheries Research*, 86: 143–152.
- Enever, R., Reville, A. S., and Grant, A. 2009. Discarding in the North Sea and on the historical efficacy of gear-based technical measures in reducing discards. *Fisheries Research*, 95: 40–46.
- EU. 2013. Commission Implementing Decision of 13.8.2013 extending the multiannual Union programme for the collection, management and use of data in the fisheries sector for the period 2011-2013 to the period 2014-2016. C(2013) 5243 final.
- EU. 2015. Regulation (EU) 2015/812 of the European Parliament and of the Council of 20 May 2015 amending Council Regulations (EC) No 850/98, (EC) No 2187/2005, (EC) No 1967/2006, (EC) No 1098/2007, (EC) No 254/2002, (EC) No 2347/2002 and (EC) No 1224/2009, and Regulations (EU) No 1379/2013 and (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council, as regards the landing obligation, and repealing Council Regulation (EC) No 1434/98. L133: 20p.
- EU. 2017. Regulation (EU) 2017/1004 of the European Parliament and of the Council of 17 May 2017 on the establishment of a Union framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the common fisheries policy and repealing Council Regulation (EC) No 199/2008. L157/1: 1-21.
- EU. 2018. Commission Delegated Regulation (EU) 2018/189 - of 23 November 2017 - amending Delegated Regulation (EU) No 1395/2014 establishing a discard plan for certain small pelagic fisheries and fisheries for industrial purposes in the North Sea. L36/4.
- European Commission. 2007. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on A Policy to Reduce Unwanted By-catches and Eliminate Discards in European Fisheries. COM (2007) 136 final, European Commission, Brussels, 28/03/2007. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=celex%3A52007SC0381>.
- Evans, S. M., Hunter, J. E., Elizal, and Wahju, R. I. 1994. Composition and fate of the catch and bycatch in the Farne Deep (North Sea) Nephrops fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 51: 155–168.
- FAO. 2010. Report of the Technical Consultation to Develop International Guidelines on Bycatch Management and Reduction of Discards: Rome, 6 - 10 December 2010. FAO Fisheries and Aquaculture Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 32 pp.
- FAO. 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018. Meeting the sustainable development goals. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/I9540EN>.
- Fernandes, P. G., Coull, K., Davis, C., Clark, P., Catarino, R., Bailey, N., Fryer, R., et al. 2011. Observations of discards in the Scottish mixed demersal trawl fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1734–1742.
- FranceAgriMer. 2018. Données et Bilans de FranceAgriMer - Les filières pêche et aquaculture - Bilan 2017. N°ISSN : 1768-9805. <http://www.franceagrimer.fr/content/download/55972/541493/file/BIL-MER-2018-03-16%20Donnees%202017.pdf> (accessed 07 July of 2018).
- French, G., Fisher, M., Mackiewicz, M., and Needle, C. 2015. Convolutional Neural Networks for Counting Fish in Fisheries Surveillance Video. In *Proceedings of the Machine Vision of Animals and their Behaviour Workshop 2015*, pp. 7.1-7.10. British Machine Vision Association, Swansea. <http://www.bmva.org/bmvc/2015/mvab/papers/paper007/index.html> (Accessed 29 August 2018).

- Gandomi, A., and Haider, M. 2015. Beyond the hype: Big data concepts, methods, and analytics. *International Journal of Information Management*, 35: 137–144.
- Gerritsen, H. D., Minto, C., and Lordan, C. 2013. How much of the seabed is impacted by mobile fishing gear? Absolute estimates from Vessel Monitoring System (VMS) point data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 70: 523–531.
- Gilman, E. L., Dalzell, P., and Martin, S. 2006. Fleet communication to abate fisheries bycatch. *Marine Policy*, 30: 360–366.
- Gonçalves, J. M. S., Stergiou, K. I., Hernando, J. A., Puente, E., Moutopoulos, D. K., Arregi, L., Soriguer, M. C., et al. 2007. Discards from experimental trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fisheries Research*, 88: 5–14.
- Groenewold, S., and Fonds, M. 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1395–1406.
- Gropp, W., Lusk, E., Doss, N., and Skjellum, A. 1996. A high-performance, portable implementation of the MPI message passing interface standard. *Parallel Computing*, 22: 789–828.
- Hager, G., and Wellein, G. 2010. *Introduction to High Performance Computing for Scientists and Engineers*. Chapman & Hall/CRC Computational Science. CRC Press. <https://www.taylorfrancis.com/books/9781439811931> (Accessed 15 August 2018).
- Hall, S. J., and Mainprize, B. M. 2005. Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better? *Fish and Fisheries*, 6: 134–155.
- Hand, D. J., Mannila, H., and Smyth, P. 2001. *Principles of data mining. Adaptive computation and machine learning*. MIT Press, Cambridge, Mass. 546 pp.
- Heath, M. R., Cook, R. M., Cameron, A. I., Morris, D. J., and Speirs, D. C. 2014. Cascading ecological effects of eliminating fishery discards. *Nature communications*, 5. http://www.nature.com/ncomms/2014/140513/ncomms4893/full/ncomms4893.html?WT.ec_id=NCOMMS-20140514 (Accessed 16 September 2015).
- Hintzen, N. T., and Brunel, T. 2008. Interpolation of vessel trajectory from vessel monitoring system (VMS) data. *ICES Document CM 2008/E*: 40.
- Hinz, H., Murray, L. G., Lambert, G. I., Hiddink, J. G., and Kaiser, M. J. 2013. Confidentiality over fishing effort data threatens science and management progress. *Fish and Fisheries*, 14: 110–117.
- Huang, D., Zhao, D., Wei, L., Wang, Z., and Du, Y. 2015. Modeling and Analysis in Marine Big Data: Advances and Challenges. *Mathematical Problems in Engineering*, 2015: 1–13.
- ICES. 2011. Report of the Study Group on Practical Implementation of Discard Sampling Plans (SGPIDS). ICES Headquarters, Denmark.
- ICES. 2017a. Cod (*Gadus morhua*) in Subarea 4, Division 7.d, and Subdivision 20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak). November advice. In Report of the ICES Advisory Committee, 2017. ICES Advice 2017, cod.27.47d20. DOI: 10.17895/ices.pub.3526.

- ICES. 2017b. Plaice (*Pleuronectes platessa*) in Subarea 4 (North Sea) and Subdivision 20 (Skagerrak). November advice. In Report of the ICES Advisory Committee, 2017. ICES Advice 2017, ple.27.420. DOI: 10.17895/ices.pub.3529.
- ICES. 2018. Report of the Workshop on Machine Learning in Marine Science (WKM-LEARN), 16-20 April 2018, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2018/EOSG. 28. pp.
- Jardim, E., and Fernandes, A. C. 2013. Estimators of discards using fishing effort as auxiliary information with an application to Iberian hake (*Merluccius merluccius*) exploited by the Portuguese trawl fleets. *Fisheries Research*, 140: 105–113.
- Johnsen, J. P., and Eliassen, S. 2011. Solving complex fisheries management problems: What the EU can learn from the Nordic experiences of reduction of discards. *Marine Policy*, 35: 130–139.
- Kaiser, M., and Hiddink, J. 2007. Food subsidies from fisheries to continental shelf benthic scavengers. *Marine Ecology Progress Series*, 350: 267–276.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper No 470. Rome, FAO. 131 pp. Includes a CD-ROM. <http://www.fao.org/docrep/008/y5936e/y5936e00.htm>.
- Kennelly, S., and Borges, L. 2018. Proceedings of the 9th International Fisheries Observer and Monitoring Conference, Vigo, Spain. ISBN: 978-0-9924930-7-3, 395 pages: 395.
- Kopp, D., Morandeau, F., Mouchet, M., Vogel, C., and Méhault, S. 2018. What can be expected of a T90 extension piece to improve selectivity in bottom trawl multispecific fisheries in the Bay of Biscay? *Fisheries Science*. <http://link.springer.com/10.1007/s12562-018-1203-8> (Accessed 8 May 2018).
- Laney. 2011. 3-D data management: Controlling data volume, velocity and variety. Application Delivery Strategies by META Group Inc. Retrieved from <http://blogs.gartner.com/douglaney/files/2012/01/ad949-3D-Data-Management-Controlling-Data-Volume-Velocity-and-Variety.pdf>.
- Laptikhovskiy, V., and Fetisov, A. 1999. Scavenging by fish of discards from the Patagonian squid fishery. *Fisheries Research*, 41: 93–97.
- Laurec, A., Biseau, A., and Charuau, A. 1991. Modelling technical interactions. *ICES mar. Sei. Symp.*: 225–236.
- Le Guyader, D., Brosset, D., and Gourmelon, F. 2011. Exploitation de données AIS pour la cartographie du transport maritime. *Mappemonde*, N°104.
- Leblond, E., Daures, F., Berthou, P., and Dintheer, C. 2008. The Fisheries Information System of Ifremer: a multidisciplinary monitoring network and an integrated approach for the assessment of French fisheries, including small-scale fisheries. In ICES 2008 Annual Science Conference, 22-26 September 2008, HALIFAX, CANADA.
- LeCun, Y., Bengio, Y., and Hinton, G. 2015. Deep learning. *Nature*, 521: 436–444.
- Lee, J., South, A. B., and Jennings, S. 2010. Developing reliable, repeatable, and accessible methods to provide high-resolution estimates of fishing-effort distributions from vessel monitoring system (VMS) data. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 1260–1271.

- Leleu, K., Rochet, M.-J., Dimeet, J., and Dube, B. 2014a. Panorama des rejets en mer pour les métiers étudiés dans le cadre du programme CarRejet. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00190/30134/>.
- Leleu, K., Rochet, M.-J., Frangoudes, K., and Ciolek, D. 2014b. Document de restitution finale CarRejet «Caractérisation des Rejets en Mer». <http://archimer.ifremer.fr/doc/00190/30133/> (Accessed 16 September 2015).
- Leonardi, S., Rubin, A., Meillat, M., Coppin, F., Delpech, J.-P., Morandeau, F., and Larnaud, P. 2009. Amélioration de la sélectivité des chalutiers Pêche multispécifique Manche-Mer du Nord (selecmer). <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6776/> (Accessed 16 September 2015).
- Lewison, R. L., Soykan, C. U., and Franklin, J. 2009. Mapping the bycatch seascape: multispecies and multi-scale spatial patterns of fisheries bycatch. *Ecological Applications*, 19: 920–930.
- Little, A. S., Needle, C. L., Hilborn, R., Holland, D. S., and Marshall, C. T. 2014. Real-time spatial management approaches to reduce bycatch and discards: experiences from Europe and the United States. *Fish and Fisheries*. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/faf.12080/full> (Accessed 5 October 2015).
- Macher, C., Guyader, O., Talidec, C., and Bertignac, M. 2008. A cost–benefit analysis of improving trawl selectivity in the case of discards: the *Nephrops norvegicus* fishery in the Bay of Biscay. *Fisheries Research*, 92: 76–89.
- Madsen, N., Feekings, J., and Lewy, P. 2013. Discarding of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Danish North Sea trawl fishery. *Journal of Sea Research*, 75: 129–134.
- Maina, I., Kavadas, S., Machias, A., Tsagarakis, K., and Giannoulaki, M. 2018. Modelling the spatiotemporal distribution of fisheries discards: A case study on eastern Ionian Sea trawl fishery. *Journal of Sea Research*, 139: 10–23.
- Mangi, S. C., and Catchpole, T. L. 2014. Using discards not destined for human consumption. *Environmental Conservation*, 41: 290–301.
- Mesnil, B., and Shepherd, J. G. 1990. A hybrid age- and length-structured model for assessing regulatory measures in multiple-species, multiple-fleet fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 47: 115–132.
- Meuriot, É., and Gilly, B. 1987. Comment se forment les prix du poisson au débarquement? Analyse du cas des espèces démersales en France entre 1974 et 1983. *Equinoxe*, 4-12. Open Access version : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2309/>.
- Morandeau, G., Macher, C., Sanchez, F., Bru, N., Fauconnet, L., and Caill-Milly, N. 2014. Why do fishermen discard? Distribution and quantification of the causes of discards in the Southern Bay of Biscay passive gear fisheries. *Marine Policy*, 48: 30–38.
- Mortensen, L. O., Ulrich, C., Eliassen, S., and Olesen, H. J. 2017. Reducing discards without reducing profit: free gear choice in a Danish result-based management trial. *ICES Journal of Marine Science*. <https://academic.oup.com/icesjms/article-lookup/doi/10.1093/icesjms/fsw209> (Accessed 29 March 2017).
- Mortensen, L. O., Ulrich, C., Hansen, J., and Hald, R. 2018. Identifying choke species challenges for an individual demersal trawler in the North Sea, lessons from conversations and data analysis. *Marine Policy*, 87: 1–11.

- MRAG. 2007. Impact assessment of discard policy for specific fisheries. Commission of the European Communities. Brussels: MRAG Ltd. No. FISH/2006/17. DOI: https://ec.europa.eu/fisheries/sites/fisheries/files/docs/publications/impact_assessment_discard_policy_2007_en.pdf.
- Murawski, S. A., Wigley, S. E., Fogarty, M. J., Rago, P. J., and Mountain, D. G. 2005. Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 62: 1150–1167.
- Natale, F., Gibin, M., Alessandrini, A., Vespe, M., and Paulrud, A. 2015. Mapping Fishing Effort through AIS Data. *PLOS ONE*, 10: e0130746.
- Nikolic, N., Diméet, J., Fifas, S., Salaün, M., Ravard, D., Fauconnet, L., and Rochet, M.-J. 2015. Efficacy of selective devices in reducing discards in the Nephrops trawl fishery in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 72: 1869–1881.
- O’Keefe, C. E., Cadrin, S. X., and Stokesbury, K. D. 2013. Evaluating effectiveness of time/area closures, quotas/caps, and fleet communications to reduce fisheries bycatch. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*: fst063.
- Olaso, I., Velasco, F., and Pérez, N. 1998. Importance of discarded blue whiting (*Micromesistius poutassou*) in the diet of lesser spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) in the Cantabrian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 331–341.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S., and Martínez-Abraín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology letters*, 16: 1501–1514.
- Paradinas, I., Marín, M., Pennino, M. G., López-Quílez, A., Conesa, D., Barreda, D., Gonzalez, M., et al. 2016. Identifying the best fishing-suitable areas under the new European discard ban. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. <http://icesjms.oxfordjournals.org/content/early/2016/07/12/icesjms.fsw114.short> (Accessed 31 January 2017).
- Pascoe, S. 1997. Bycatch management and the economics of discarding. *FAO Fisheries Technical Paper No 370*. Rome, FAO. 137 pp. <http://www.fao.org/docrep/010/w6929e/w6929e00.htm>.
- Pawson, M. G. 1995. Biogeographical identification of English Channel and shellfish stocks. Technical report 99, MAFF, Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, 72 pp (accessed on 20 June 2016).
- Pêcheux, F. (n.d.). «CLOUD COMPUTING ou INFORMATIQUE DANS LES NUAGES», *Encyclopædia Universalis [en ligne]*, consulté le 15 août 2018. URL : <http://www.universalis.fr/encyclopedie/cloud-computing-informatique-dans-les-nuages/>.
- Pennino, M. G., Muñoz, F., Conesa, D., López-Quílez, A., and Bellido, J. M. 2014. Bayesian spatio-temporal discard model in a demersal trawl fishery. *Journal of Sea Research*, 90: 44–53.
- Pointin, F., Cornou, A.-S., Prod’homme, R., Taupin, N., and Rochet, M.-J. 2018. A method to address the non-random spatial distribution of on-board observer data to map landings and discards. *Fisheries Research*, 199: 242–251.
- Poos, J. J., Bogaards, J. A., Quirijns, F. J., Gillis, D. M., and Rijnsdorp, A. D. 2010. Individual quotas, fishing effort allocation, and over-quota discarding in mixed fisheries. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 67: 323–333.

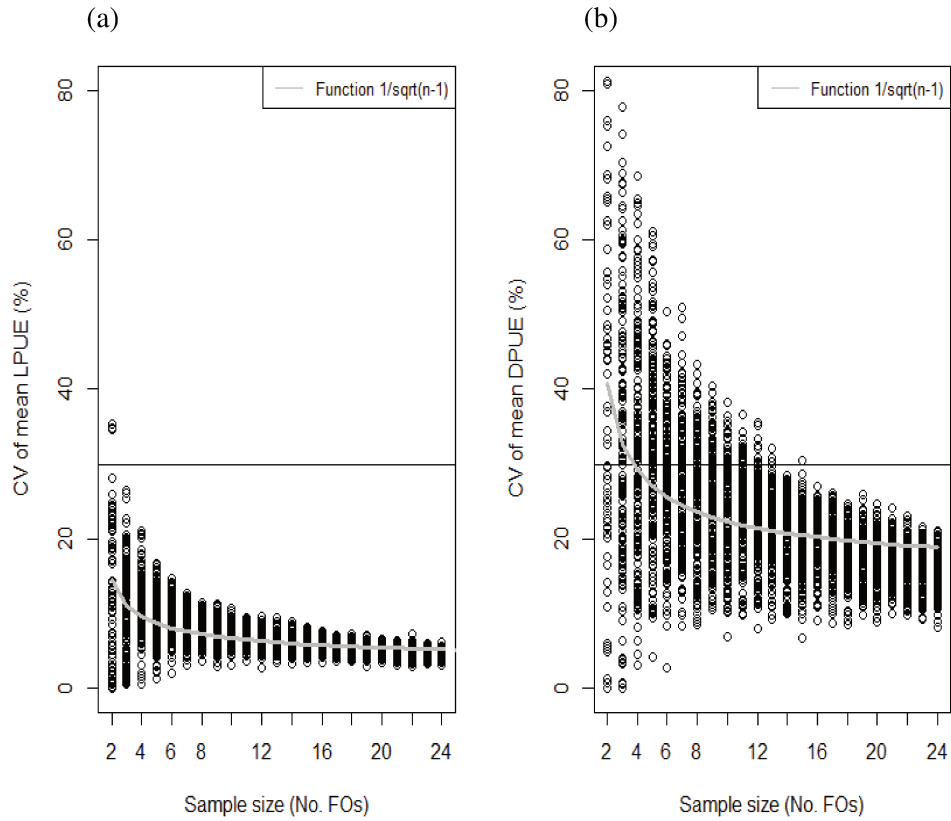
- Poos, J. J., Aarts, G., Vandemaele, S., Willems, W., Bolle, L. J., and Van Helmond, A. T. M. 2013. Estimating spatial and temporal variability of juvenile North Sea plaice from opportunistic data. *Journal of sea research*, 75: 118–128.
- Prellezo, R., Carmona, I., García, D., Arregi, L., Ruiz, J., and Onandia, I. 2017. Bioeconomic assessment of a change in fishing gear selectivity: the case of a single-species fleet affected by the landing obligation. *Scientia Marina*, 81: 371.
- Ramsay, K., Kaiser, M. J., Moore, P. G., and Hughes, R. N. 1997. Consumption of Fisheries Discards by Benthic Scavengers: Utilization of Energy Subsidies in Different Marine Habitats. *The Journal of Animal Ecology*, 66: 884.
- Read, A. J., Drinker, P., and Northridge, S. 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries: Bycatch of Marine Mammals. *Conservation Biology*, 20: 163–169.
- Regulation (EU) N°1380/2013. 2013. Regulation (EU) No. 1380/2013 of the European Parliament and of Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No. 1954/2003 and (EC) No. 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No. 2371/2002 and (EC) No. 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC.
- Revill, A. S., Dulvy, N. K., and Holst, R. 2005. The survival of discarded lesser-spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) in the Western English Channel beam trawl fishery. *Fisheries Research*, 71: 121–124.
- Rochet, M.-J., Péronnet, I., and Trenkel, V. M. 2002. An analysis of discards from the French trawler fleet in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59: 538–552.
- Rochet, M.-J., and Trenkel, V. M. 2005. Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 224–235.
- Rochet, M.-J., Catchpole, T., and Cadrin, S. 2014. Bycatch and discards: from improved knowledge to mitigation programmes. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*: fsu039.
- Rojas-Bracho, L., and Taylor, B. L. 1999. Risk Factors Affecting the Vaquita (*phocoena Sinus*). *Marine Mammal Science*, 15: 974–989.
- Romero, M. A., González, R. A., and Ocampo-Reinaldo, M. 2010. When conventional fisheries management fails to reduce the catch and discard of juvenile fish: a case study of the Argentine hake trawl fishery in San Matías gulf. *North American Journal of Fisheries Management*, 30: 702–712.
- Rossini, A. J., Tierney, L., and Li, N. 2007. Simple Parallel Statistical Computing in R. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 16: 399–420.
- Russel, J., Curtis, H., Cappell, R., Metz, S., and Mardle, S. 2015. Landing Obligation Economic Assessment Report (EIA). Final Interim Report One: Choke Analysis. Sea Fish Industry Authority, Edinburgh. 86pp.
http://www.seafish.org/media/publications/Seafish_LOEIA_Final_Report_290216.pdf.
- Sardà, F., Coll, M., Heymans, J. J., and Stergiou, K. I. 2015. Overlooked impacts and challenges of the new European discard ban. *Fish and Fisheries*, 16: 175–180.
- Schrope, M. 2010. Fisheries: What's the catch? *Nature News*, 465: 540–542.

- Serry, A., and Lévêque, L. 2015. Le système d'identification automatique (AIS) : Une source de données pour étudier la circulation maritime. *Netcom*: 177–202.
- Shephard, S., Minto, C., Zölck, M., Jennings, S., Brophy, D., and Reid, D. 2014. Scavenging on trawled seabeds can modify trophic size structure of bottom-dwelling fish. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 398–405.
- Sigurðardóttir, S., Stefánsdóttir, E. K., Condie, H., Margeirsson, S., Catchpole, T. L., Bellido, J. M., Eliassen, S. Q., et al. 2015. How can discards in European fisheries be mitigated? Strengths, weaknesses, opportunities and threats of potential mitigation methods. *Marine Policy*, 51: 366–374.
- Simons, S. L., Doring, R., and Temming, A. 2015. Modelling fishers' response to discard prevention strategies: the case of the North Sea saithe fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 1530–1544.
- Sims, M., Cox, T., and Lewison, R. 2008. Modeling spatial patterns in fisheries bycatch: improving bycatch maps to aid fisheries management. *Ecological Applications*, 18: 649–661.
- Smit, B., Burton, I., Klein, R. J. T., and Street, R. 1999. The Science of Adaptation: A Framework for Assessment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 4: 199–213.
- STECF. 2018. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) - Reports of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries - Evaluation of the landing obligation joint recommendations (STECF-18-06). Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-56787-2, doi: 10.2788/59074, JRC112740.
- Stratoudakis, Y., Fryer, R. J., Cook, R. M., and Pierce, G. J. 1999. Fish discarded from Scottish demersal vessels: estimators of total discards and annual estimates for targeted gadoids. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 56: 592–605.
- Stratoudakis, Y., Fryer, R. J., Cook, R. M., Pierce, G. J., and Coull, K. A. 2001. Fish bycatch and discarding in Nephrops trawlers in the Firth of Clyde (west of Scotland). *Aquat. Living Resour.*: 9.
- Suuronen, P., and Sardà, F. 2007. The role of technical measures in European fisheries management and how to make them work better. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 64: 751–756.
- Svane, I., Roberts, S., and Saunders, T. 2008. Fate and consumption of discarded by-catch in the Spencer Gulf prawn fishery, South Australia. *Fisheries Research*, 90: 158–169.
- Tomas, J., Aznar, F. J., and Raga, J. A. 2001. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *Journal of Zoology*, 255: 525–532.
- Uhlmann, S. S., van Helmond, A. T., Stefánsdóttir, E. K., Sigurðardóttir, S., Haralabous, J., Bellido, J. M., Carbonell, A., et al. 2014. Discarded fish in European waters: general patterns and contrasts. *Ices Journal Of Marine Science*, 71(5), 1235-1245. Publisher's official version : <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst030> , Open Access version : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00198/30932/>.
- Ulrich, C., Wilson, D. C., Nielsen, J. R., Bastardie, F., Reeves, S. A., Andersen, B. S., and Eigaard, O. R. 2012. Challenges and opportunities for fleet-and métier-based approaches for fisheries management under the European Common Fishery Policy. *Ocean & coastal management*, 70: 38–47.

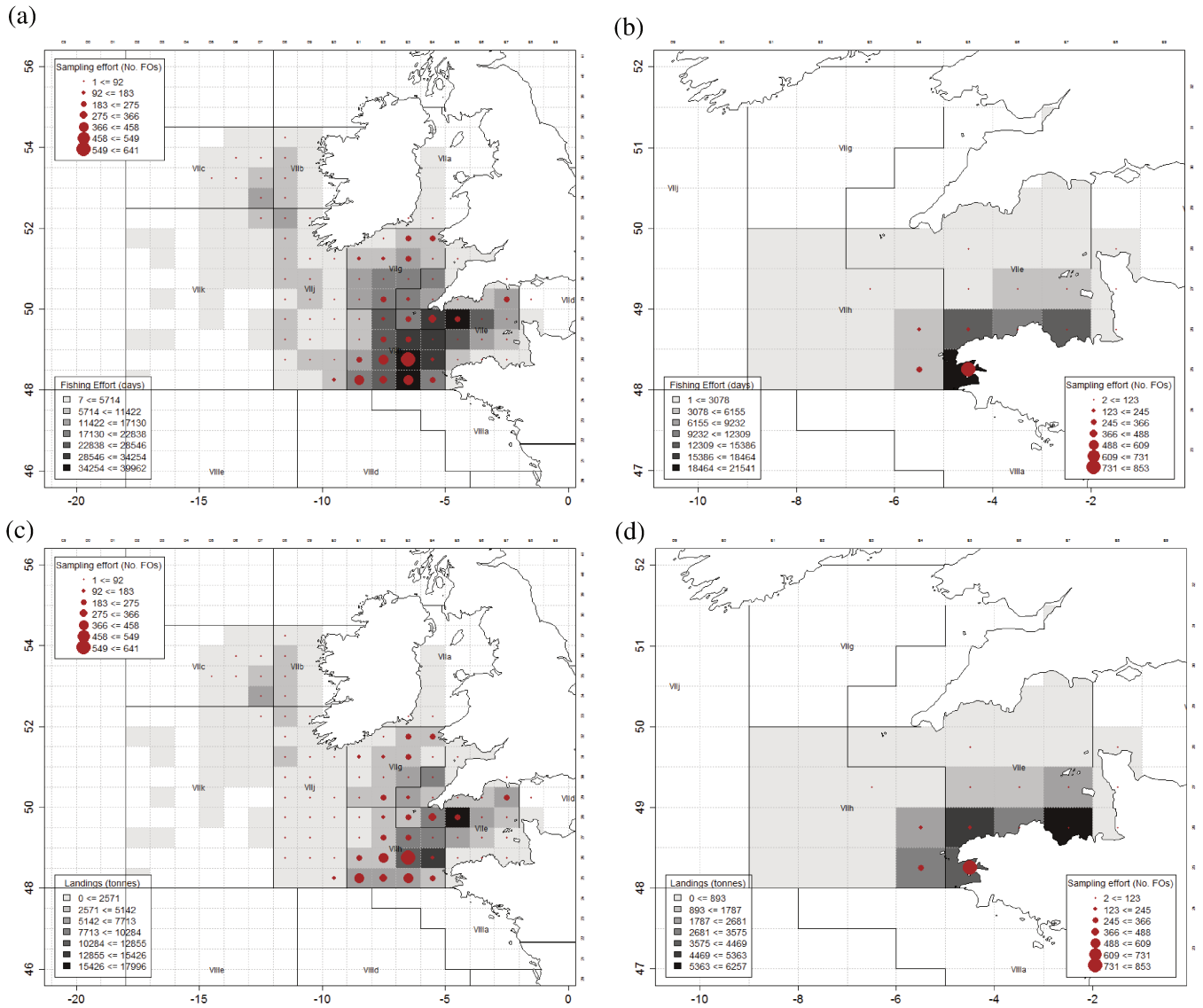
- Van Iseghem, S., Quillérou, E., Brigaudeau, C., Macher, C., Guyader, O., and Daurès, F. 2011. Ensuring representative economic data: survey data-collection methods in France for implementing the Common Fisheries Policy. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1792–1799.
- Viana, M., Graham, N., Wilson, J. G., and Jackson, A. L. 2011. Fishery discards in the Irish Sea exhibit temporal oscillations and trends reflecting underlying processes at an annual scale. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 221–227.
- Viana, M., Jackson, A. L., Graham, N., and Parnell, A. C. 2013. Disentangling spatio-temporal processes in a hierarchical system: a case study in fisheries discards. *Ecography*, 36: 569–578.
- Viera, A., Meillat, M., Coppin, F., Delpech, J.-P., Morandeau, F., and Gamblin, C. 2010. SELECCAB - Volet Artisans - Amélioration de la sélectivité des chalutiers artisanaux travaillant en Manche - Mer du Nord de façon à limiter les captures de cabillaud. 61 + 48pp. <https://wwz.ifremer.fr/manchemerdunord/content/download/41270/562557/file/SELECCAB-Artisans.pdf>.
- Villasante, S., Antelo, M., Pierce, G. J., and Sumaila, U. R. 2015. Small-scale fisheries and the zero discard target. European Parliament, Directorate-General for Internal Policies Directorate B–Structural and Cohesion Policy, Brussels.
- Vogel, C., Kopp, D., Morandeau, F., Morfin, M., and Méhault, S. 2017. Improving gear selectivity of whiting (*Merlangius merlangus*) on board French demersal trawlers in the English Channel and North Sea. *Fisheries Research*, 193: 207–216.
- Votier, S. C., Furness, R. W., Bearhop, S., Crane, J. E., Caldow, R. W. G., Catry, P., Ensor, K., et al. 2004. Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature*, 427: 727–730.
- Votier, S. C., Bicknell, A., Cox, S. L., Scales, K. L., and Patrick, S. C. 2013. A bird’s eye view of discard reforms: bird-borne cameras reveal seabird/fishery interactions. *PLoS One*, 8: e57376.
- Wassenberg, T. J., and Hill, B. J. 1990. Partitioning of material discarded from prawn trawlers in Morton Bay. *Marine and Freshwater Research*, 41: 27–36.
- Weiller, Y., Reece, Y., Vermard, Y., Coppin, F., Delpech, J.-P., and Morandeau, F. 2014. SELECFISH - Améliorer la sélectivité des chalutiers de Manche Est –Mer du Nord pour limiter les rejets d’espèces sous quota communautaire. 82 + 55 pp. <https://www.comitedespeches-hautsdefrance.fr/nos-actions/gestion-de-ressource/selecfish/>.
- Winston, C., Joe, C., JJ, A., Yihui, X., and Jonathan, M. 2018. shiny: Web Application Framework for R. R package version 1.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=shiny>.
- Wuillez, M., Rivoirard, J., and Petitgas, P. 2009. Notes on survey-based spatial indicators for monitoring fish populations. *Aquatic Living Resources*, 22: 155–164.
- Ye, Y., Alsaffar, A. H., and Mohammed, H. M. A. 2000. Bycatch and discards of the Kuwait shrimp fishery. *Fisheries Research*, 45: 9–19.
- Yu, H. 2002. Rmpi: Parallel Statistical Computing in R. *R News*. 2(2): 10–14. Available at <https://cran.r-project.org/web/packages/Rmpi/index.html>.
- Zeller, D., and Pauly, D. 2005. Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries*, 6: 156–159.

- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M., and Pauly, D. 2018. Global marine fisheries discards: A synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19: 30–39.
- Zhou, S. 2008. Fishery by-catch and discards: a positive perspective from ecosystem-based fishery management. *Fish and Fisheries*, 9: 308–315.
- Zuur, A. F. (Ed). 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for biology and health.* Springer, New York, NY. 574 pp.

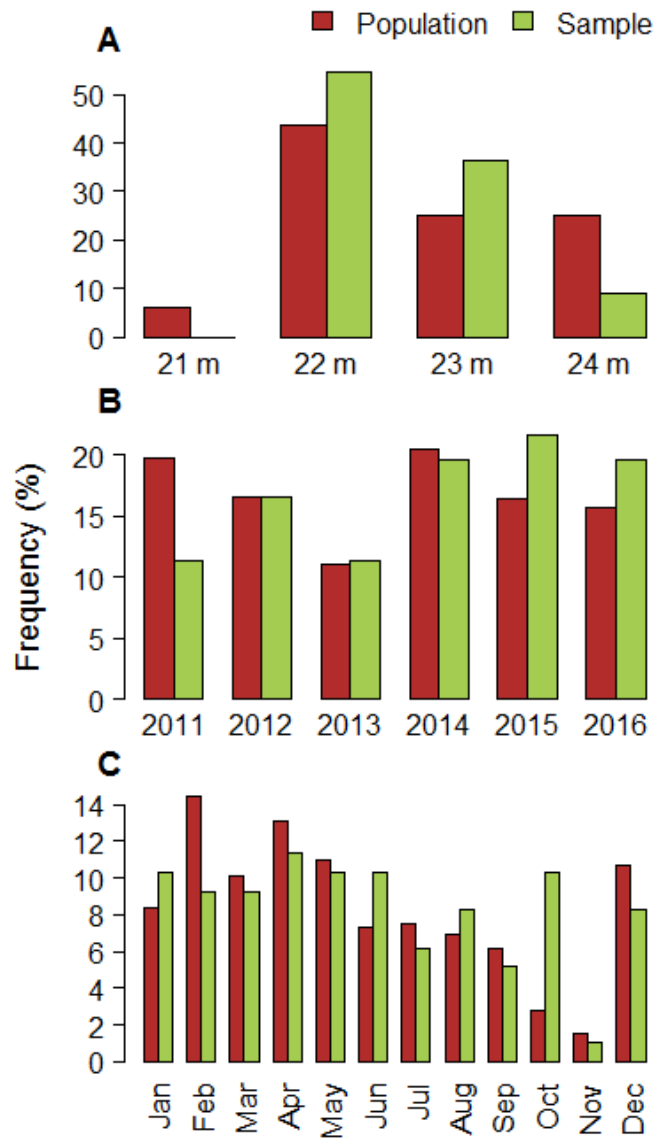
Annexes



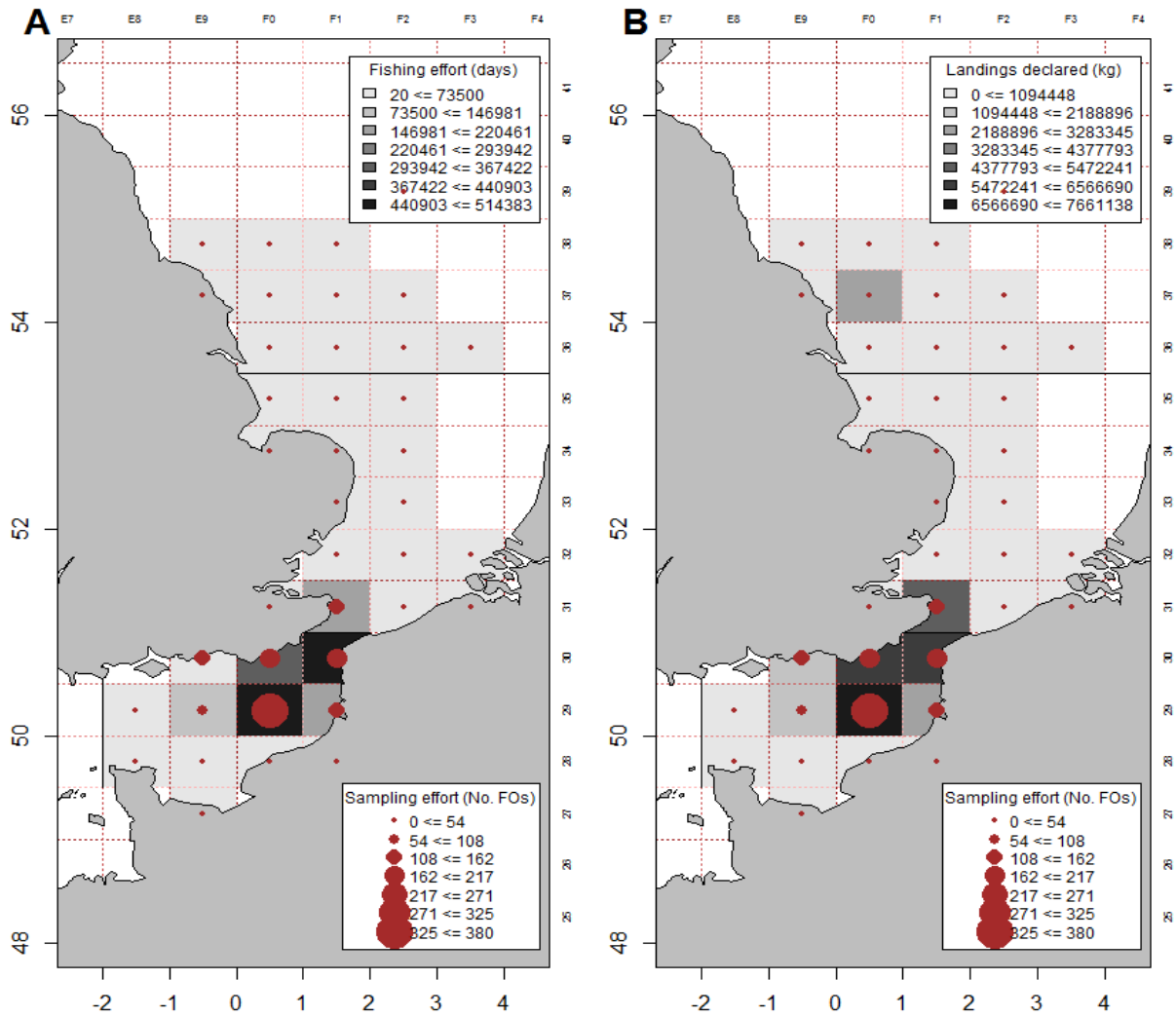
Annexe 2.1 : Coefficients of variation (CV) of the mean (a) LPUE and (b) DPUE for sample size (n) varying from 2 to over 24 FOs (circles). The grey curve displays the fitted function in $f(n) = 1 / \sqrt{(n - 1)}$. The horizontal line displays the CV of 30 %. These results are examples of a bootstrap carried out in one particular cell for trawlers.



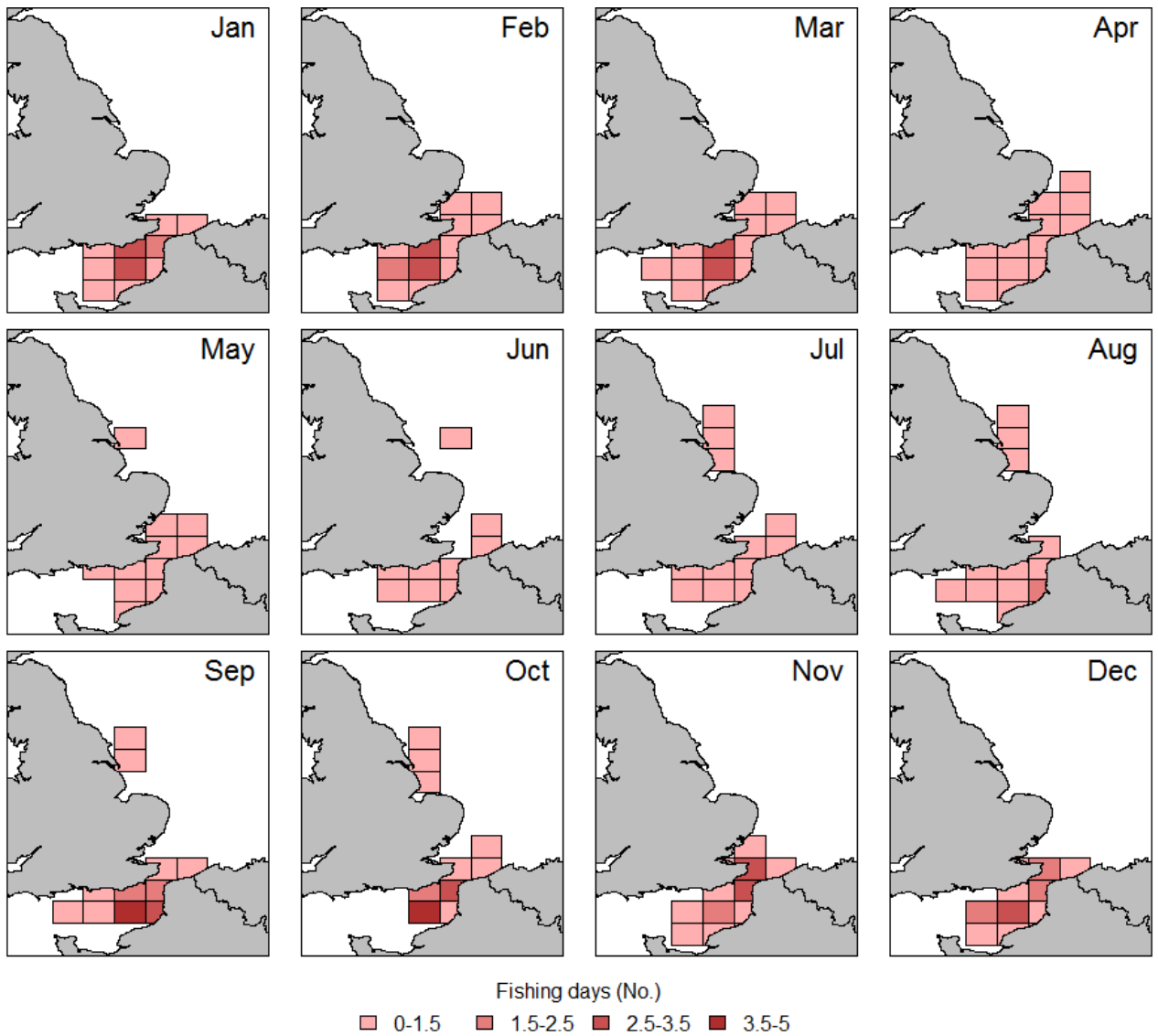
Annexe 2.2 : Spatial distribution of observed FOs (circles), and (a,b) fishing effort and (c,d) landings (rectangle) for (a,c) trawlers and (b,d) netters from 2011 to 2016.



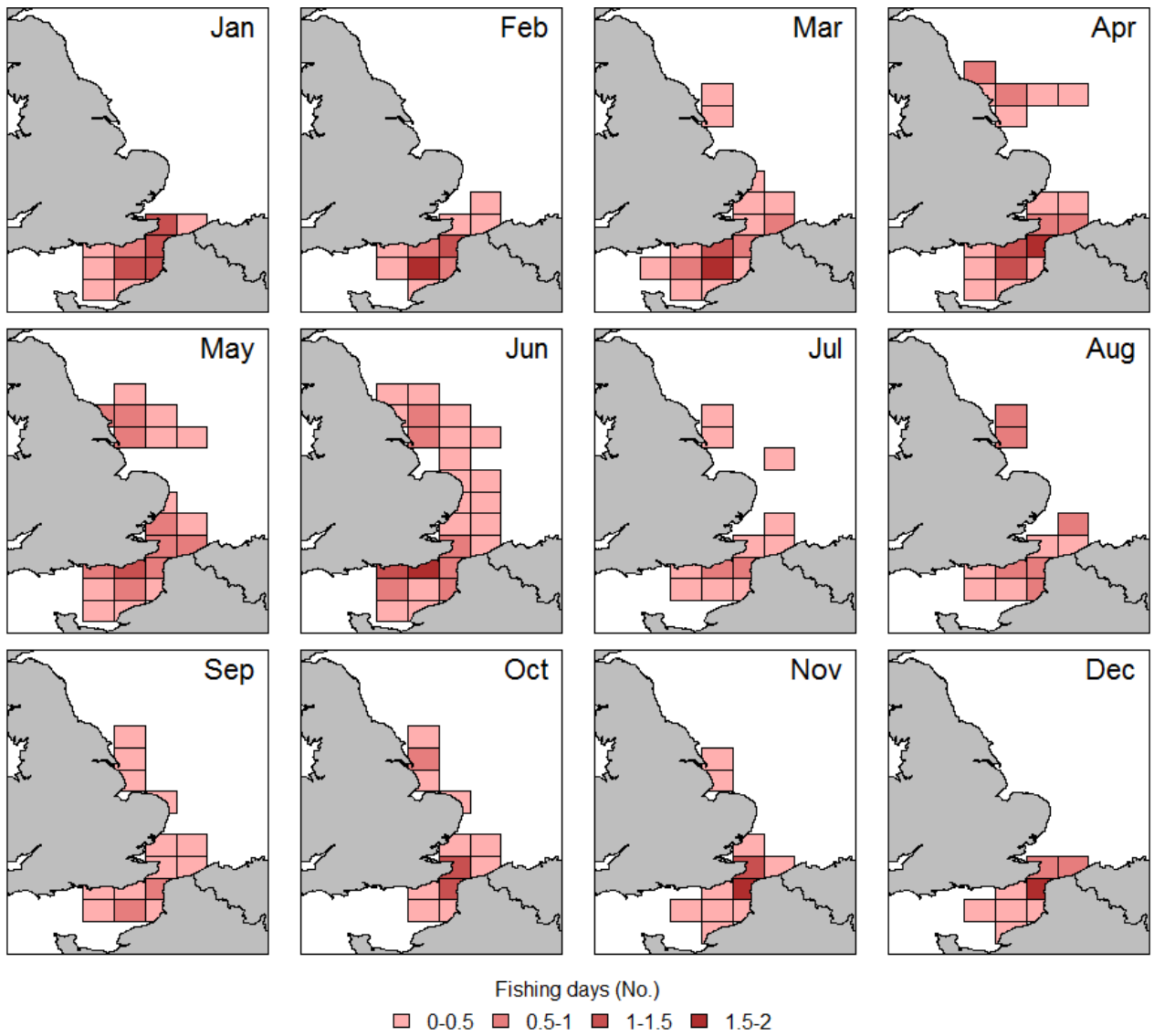
Annexe 4.1: Distribution (%) of vessel sizes for the Obsmer samples versus the whole fleet (A), and of sampling effort versus actual fishing effort in trip numbers per year (B) and per month (C) from 2011 to 2016.



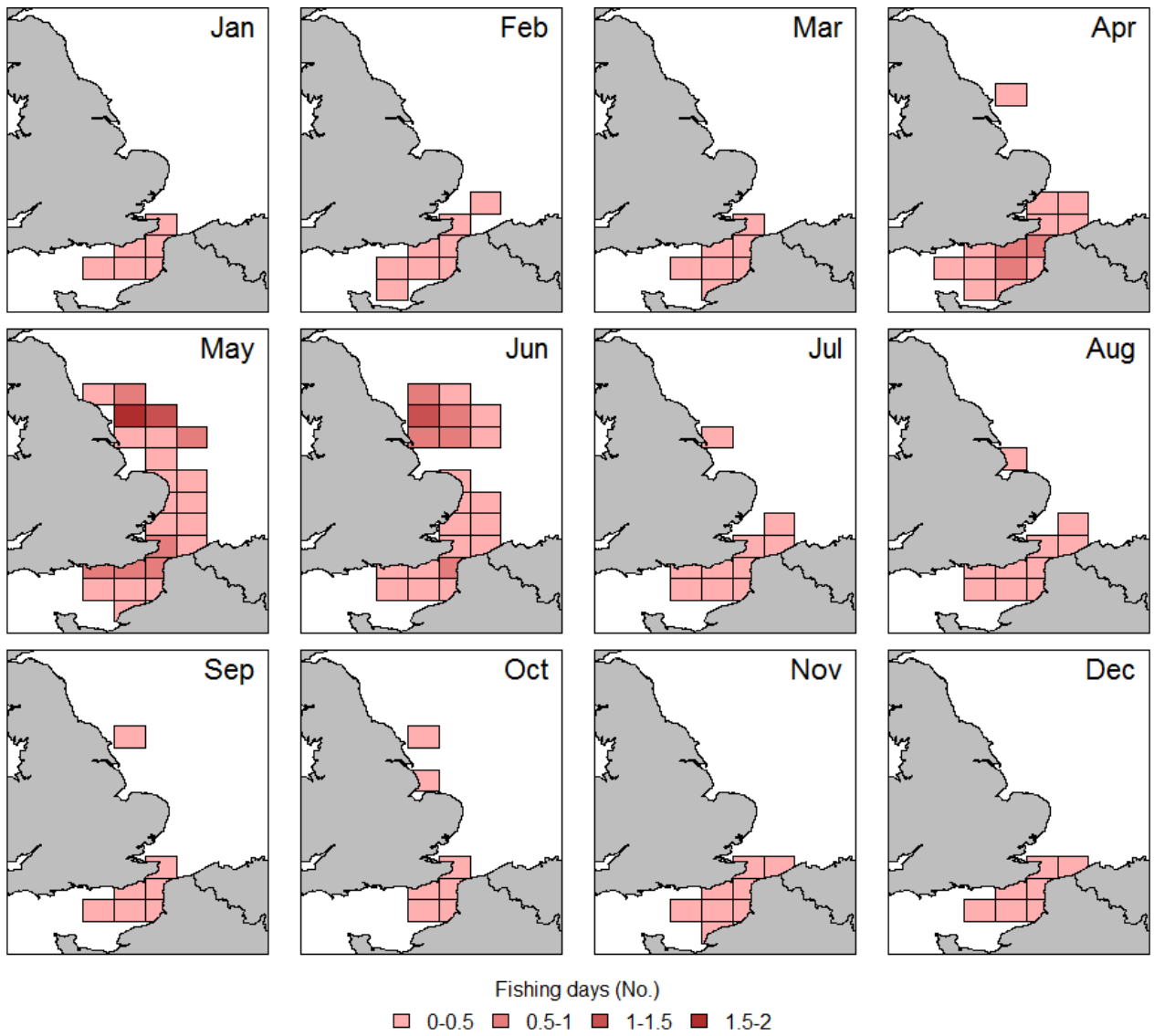
Annexe 4.2: Spatial distribution of observed FOs (circles), and (A) fishing effort or (B) landings (rectangles) for trawlers from 2011 to 2016.



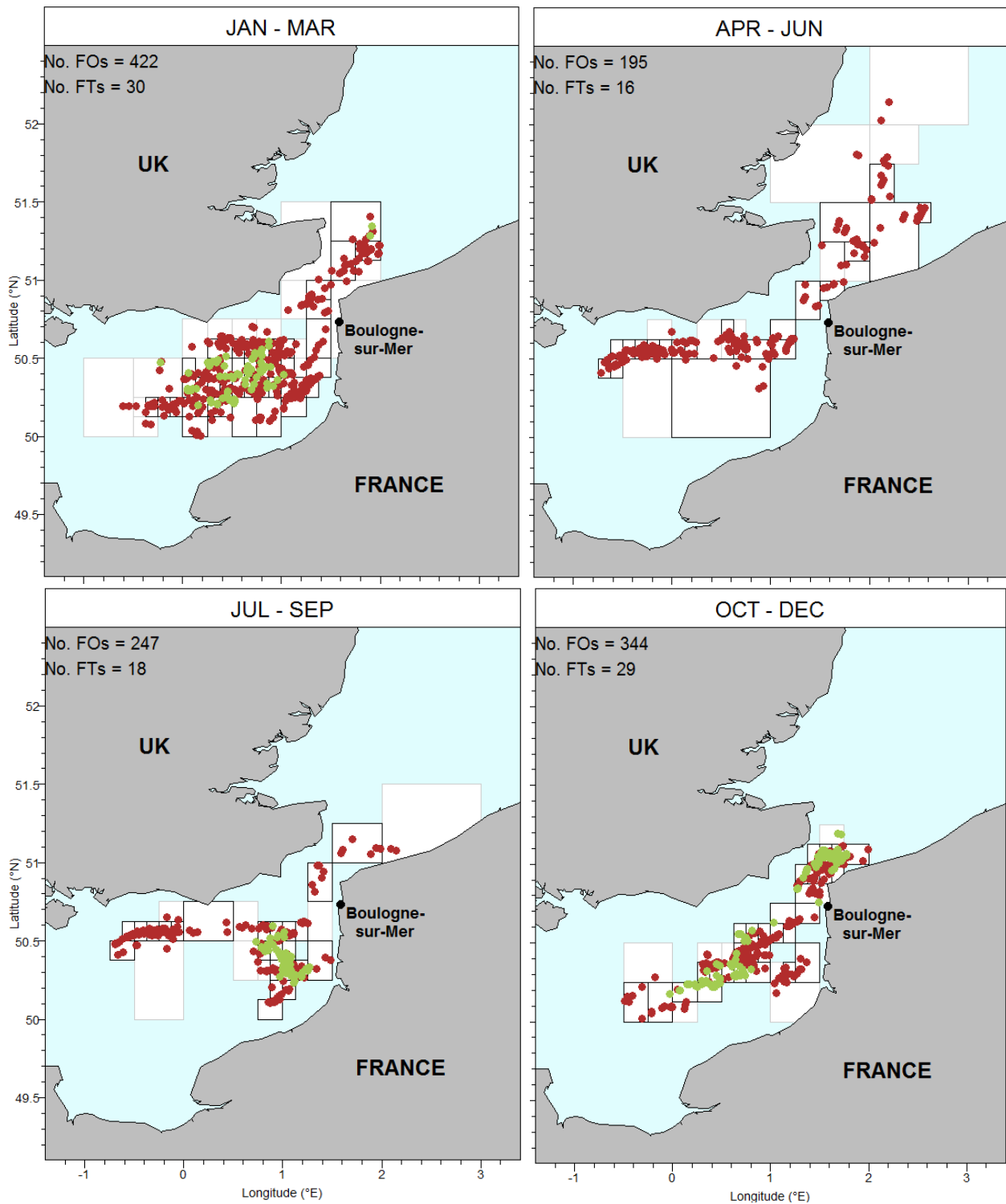
Annexe 4.3: Average number of days spent at sea per month and per ICES statistical rectangle in a year for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP).



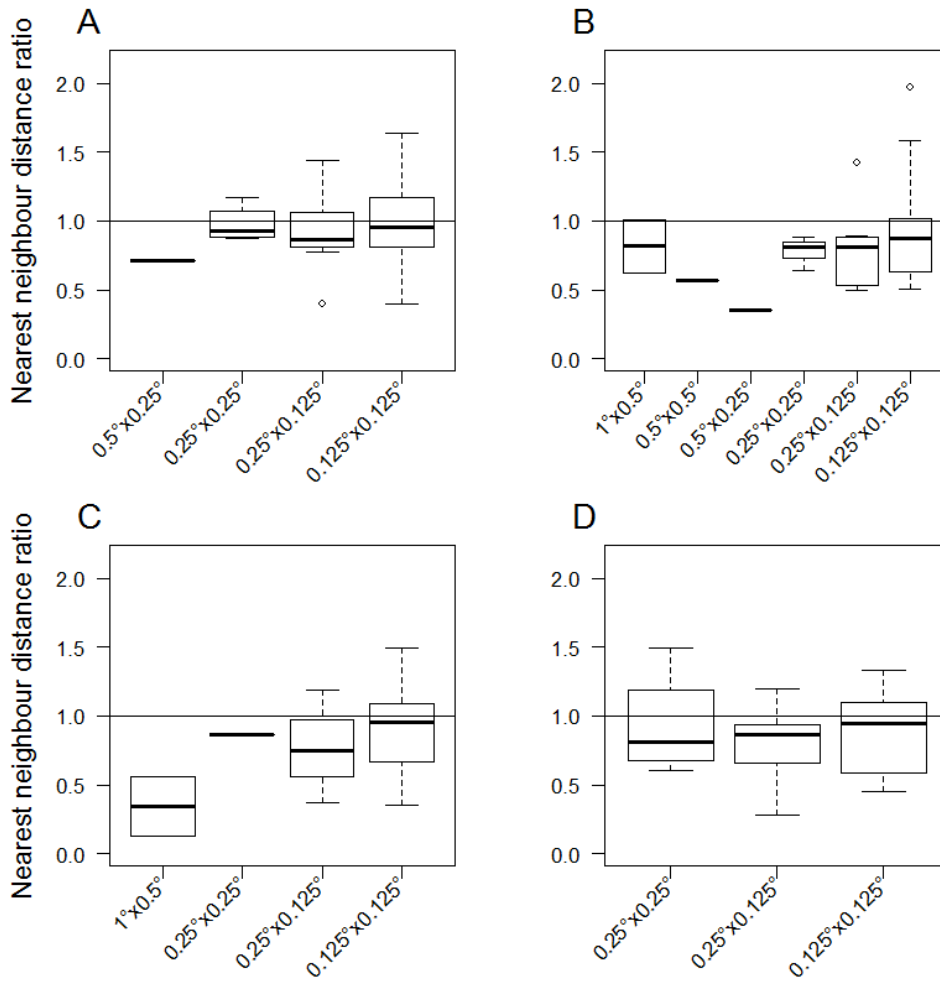
Annexe 4.4: Average number of days spent at sea per month and per ICES statistical rectangle in a year for bottom otter trawlers targeting demersal fish (OTB_DEF).



Annexe 4.5: Average number of days spent at sea per month and per ICES statistical rectangle in a year for bottom/mid-water otter trawlers targeting small pelagic fish (OTBM_SPF).



Annexe 4.6: FOs (dots) observed from 2011 to 2016, and the associated nested grids (rectangles) for bottom otter trawlers targeting cephalopod (OTB_CEP; green) and demersal fish (OTB_DEF; red) from January to March, April to June, July to September and October to December. Black (grey) lines define cells with (in)sufficient amounts of FOs to make estimates with a precision level of 0.35. FOs, fishing operations; FTs, fishing trips.



Annexe 4.7: Nearest neighbour distance ratio with cells from $1^\circ \times 0.5^\circ$ to $0.125^\circ \times 0.125^\circ$ in size from (A) January to March, (B) April to June, (C) July to September and (D) October to December. The horizontal line is the distance ratio expected under a random uniform distribution. This figure only includes cells with a sufficient amount of FOs to make estimates with a precision level of 0.35.

Titre : Etude spatiale des données collectées à bord des navires de pêche : en quoi est-elle pertinente pour la gestion des rejets en mer ?

Mots clés : Rejet, Programme d'observation à la mer, Grille à mailles variables, Big Data, Obligation de débarquement, Incitations Economiques.

Résumé : Depuis 2002, les pays membres de l'Union Européenne (UE) collectent, gèrent et fournissent des données nécessaires à la gestion des pêches et des rejets en particulier. Dans ce contexte, les programmes d'observation à la mer collectent des données directement à bord des navires de pêche sur la composition et la quantité des captures, y compris des rejets. En s'appuyant sur ces données, cette thèse a pour but d'analyser les variabilités spatio-temporelles des débarquements et des rejets de la pêche afin de contribuer à leur gestion. Pour cela, une méthode de cartographie basée sur des grilles à mailles variables a été développée. Cette méthode a été conçue pour produire des cartes pluriannuelles, annuelles et trimestrielles des débarquements et des rejets par espèce ou groupe d'espèces selon le métier de pêche.

Une plateforme basée sur des technologies Big Data a ensuite été utilisée avec pour objectifs d'affiner et d'automatiser la méthode de cartographie. Grâce à un système de stockage en ligne et un système d'analyse à haute performance, un grand nombre de cartes a ainsi pu être produit automatiquement par métier en regroupant ou non les années, les trimestres et les espèces. Finalement, l'utilité des cartes produites pour la gestion des rejets a été démontrée, en particulier dans le cadre de l'Obligation de Débarquement (Règlement (UE) n° 1380/2013). En s'appuyant sur des données de coûts et de revenus de flottilles, ces cartes permettent d'envisager des stratégies d'évitement de zones et/ou périodes de pêche propices aux captures non-désirées minimisant l'impact sur les performances économiques des flottilles.

Title: Spatial analysis of on-board observer programme data: how is it relevant to the management of discards?

Keywords: Discards; On-board observer programme; Nested Grid; Big Data; Landing Obligation.

Abstract: Since 2002, the European Union (EU) Members States collect, manage and supply data for the management of fisheries and specifically of discards. In this context, at-sea observer programmes collect data on-board fishing vessels on the composition and quantity of catch, including discards. Based on these data, this study aims to analyse the spatio-temporal distribution of landings and discards so as to contribute to their management. In doing so, a mapping method based on nested grids has been developed. This method has been designed to produce pluriannual, annual and quarterly maps of landings and discards per species or group of species according to the fishing métier.

A platform based on Big Data technologies has then been used with the objectives of refining and automating the mapping method. Using an online storage system and a high-performance computing system, a large number of maps were produced automatically per métier, grouping or not years, quarters and species. Finally, the usefulness of the produced maps for managing discards has been demonstrated, particularly regarding the Landing Obligation (Regulation (EU) N°1380/2013). Based on fleet cost and revenue data, these maps open up possibilities for identifying fishing zones and/or periods to be avoided (i.e., high bycatch) while minimising the impacts on fleet's economic performances.