

AGRO CAMPUS

OUEST



UNIVERSITÉ
EUROPÉENNE
DE BRETAGNE

Laurence FAUCONNET • 18 décembre 2014

Thèse AGROCAMPUS OUEST
sous le label de l'Université Européenne de Bretagne
pour obtenir le grade de
DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST
Spécialité Écologie

ÉCOLE DOCTORALE • Vie-Agro-Santé (VAS)
LABORATOIRE D'ACCUEIL • UR IFREMER Ecologie et Modèles
pour l'Halieutique (EMH)

**Caractérisation empirique
et détaillée des captures :
contribution à l'approche
écosystémique des pêches**

Olivier LE PAPE

Professeur, AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA - AO ESE /
président

Raymond LAË

Directeur de recherche, INRH Casablanca / *rapporteur*

Jean-Paul ROBIN

Professeur, Université de Caen / *rapporteur*

Hans POLET

Science director, Institut for Agriculture and Fisheries Research
Oostende / *examineur*

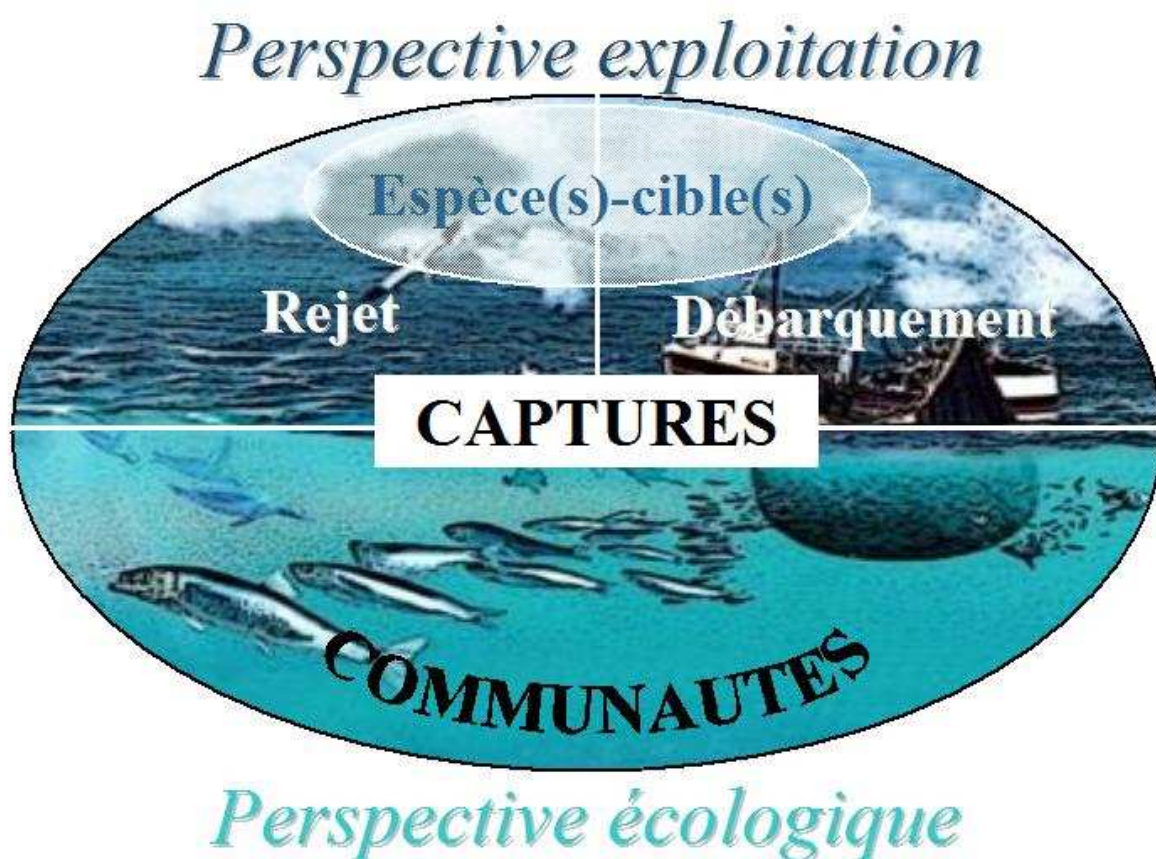
Kevin LELEU

Chargé de mission, CNPMM Paris / *examineur*

Marie-Joëlle ROCHET

Cadre de recherche, Ifremer Nantes / *directrice de thèse*

Caractérisation empirique et détaillée des captures : contribution à l'approche écosystémique des pêches



Résumé

L'approche écosystémique des pêches nécessite de repenser la gestion à des échelles intégrées. Les connaissances sur la pression de pêche à l'échelle des communautés restent limitées alors que la pression est le levier par lequel s'opère la gestion. Ce travail de thèse vise à caractériser de manière détaillée les captures, soit indirectement la pression, et à lier ses composantes à différents objectifs de gestion. Pour ce faire, ce travail repose sur des analyses des données d'observation à la mer.

Dans une perspective écologique, la diversité des captures est comparée entre différents engins de pêche déployés sur deux sites du Sud Gascogne. Elle diffère principalement par la taille moyenne et la proportion de piscivores. L'état de ces deux communautés diffère ; cependant les données ne permettent pas d'expliquer cette différence par les différences entre les captures qui en sont extraites. A l'échelle de la Manche, la combinaison des captures des différents engins déployés par les pêcheurs anglais et français constitue une étape supplémentaire vers la caractérisation des pressions totales exercées sur ces communautés. Dans une perspective d'exploitation, les captures sont caractérisées par l'estimation des fractions rejetées, l'étude des causes de rejet et de l'efficacité de capture de l'espèce cible. Une forte hétérogénéité est mise en évidence à tous les niveaux.

Ce travail contribue à l'approche écosystémique avec des métriques et des méthodes pour décrire les caractéristiques des captures dans des perspectives écologique et d'exploitation. Il apporte des éléments de discussion sur la répartition des captures et de leur utilisation parmi les composantes de la communauté et sur les principaux facteurs qui les influencent. Les limites et potentiels des données d'observation à la mer pour l'étude de ces questions sont également discutés.

Mots-clés : pression de pêche ; métriques de diversité ; rejets ; communautés marines ; gestion écosystémique des pêches ; sélectivité ; observations à bord des navires de pêche professionnelle ; comparaison d'engins ; analyses multivariées.

Abstract

The ecosystem approach of fisheries requires to rethink fisheries management at integrated scales. Knowledge on fishing pressure at the community level remains limited while pressure is the lever by which management operates. This work aims at characterizing in detail catches, that is indirectly fishing pressure, and to link its components to different management objectives. For doing so, this work relies on analyses of at-sea observer data.

In an ecological perspective, catch diversity is compared between different fishing gears deployed on two sites in the Southern Bay of Biscay. It mainly differs by the mean length and piscivore proportion. The state of those two communities differs; however differences in community states cannot be explained by the differences in catches that were extracted from them. At the scale of the English Channel, the combination of catches from different gears deployed by English and French fishers constitutes another step towards the characterization of the total pressures exerted on those communities. In an exploitation perspective, catches are characterized by estimating discarded fractions, studying reasons for discarding and efficiency of fishers to catch their target species. A strong heterogeneity is evidenced at all levels.

This work contributes to the ecosystem approach of fisheries with metrics and methods to describe catch characteristics in both ecological and exploitation perspectives. It provides inputs for discussion about the distribution of the catch and its utilization among marine community components, and the main factors influencing them. Limits and potentials of observer data to study those questions are also discussed.

Key words : fishing pressure ; diversity metrics ; discards ; marine communities ; ecosystem approach to fisheries ; selectivity ; observations onboard professional fishing vessels ; gear comparison ; multivariate analyses.

*”Percer l’épaisseur des océans,
c’est embrasser l’âme des fluides, des bêtes et des hommes”*

Anita CONTI

Remerciements

Cette aventure a commencé il y a près de 5 ans, je tiens donc à chaleureusement remercier toutes les personnes qui ont contribué à initier cette belle aventure et qui m'ont donné l'opportunité, et l'envie, de la poursuivre en thèse. En espérant ne pas oublier trop de monde...

Je tiens donc tout d'abord à dire un grand merci à la commission de recrutement du CDD statisticien ObsMer : Marie-Joëlle Rochet, Verena Trenkel, Isabelle Péronnet, André Forest et Vincent Banchereau, pour avoir donné sa chance à la toute jeune diplômée, fraîchement sortie de l'école, que j'étais.

Un merci tout particulier à Marie-Joëlle, ma directrice de thèse, pour m'avoir fait confiance en tant que CDD et pour avoir suggéré cette très bonne idée de prolonger notre collaboration trois années supplémentaires. Merci pour ta disponibilité, ton énergie, ta convivialité, pour m'avoir appris à tirer le fil rouge et pour tous les conseils fort utiles. Je tiens également à remercier Verena, ma co-directrice, pour tes suggestions et commentaires toujours pertinents, même si j'aurais parfois préféré les avoir un peu plus tôt... Merci pour tes conseils en stats, ta rigueur et ta disponibilité.

Merci à la DPMA et à la Région Pays de Loire pour avoir financé mes trois années de thèse. Merci également à l'Agrocampus et en particulier à Catherine Le Penven et Didier Gascuel pour la prolongation d'un mois. Et encore désolée pour le petit moment de doute... Merci à PEW pour avoir financé ma participation à deux conférences internationales en Norvège et au Chili.

Je tiens à chaleureusement remercier tous mes collègues d'ObsMer : Joël D., Olivier G., Alain T., Anne-Sophie, Vincent, Christian, Marion, Benoit D. pour tout le travail d'équipe accompli durant ces quelques quatre années. Ce fut un réel bonheur de travailler avec vous ! Merci également à tous les observateurs et patrons qui ont participé au programme ObsMer depuis 2003 ; n'ayant moi-même pas collecté beaucoup de données durant cette thèse, même si c'était à contre-cœur, merci de l'avoir fait pour moi !

Je souhaite dire un grand merci à mes collègues de la station d'Anglet, notamment Gilles Morandea et Nathalie Caill-Milly, pour votre aide sur le cas d'étude Sud Gascogne. Et merci Gilles de m'avoir offert l'opportunité de collaborer à la publication sur le projet LOUPE. Merci à Franck Coppin, Paul Marchal et Youen Vermard pour votre aide sur le début du cas d'étude Manche. Un grand merci également à Raphaëlle Fumeron pour m'avoir aidé dans ma thèse en étudiant, à l'occasion de ton stage de Master 1, la question de l'efficacité de ciblage. Ce fut un réel plaisir de travailler avec toi et de co-encadrer ton stage. Merci à Stéphanie Mahévas pour m'avoir inspiré cette question particulièrement

pertinente pour ma thèse.

Je tiens également à remercier tous les collègues du CEFAS qui m'ont aidé sur la partie anglaise du cas d'étude Manche et qui ont rendu mon séjour de deux mois à Lowestoft fort enrichissant et plaisant. Notamment un grand merci à Tom Catchpole pour son accueil et pour s'être rendu disponible malgré toutes ses réunions. Merci à Ana pour les données, les conseils techniques, l'aide à l'arrivée et pendant le séjour. A Jon et Peter pour m'avoir expliqué le programme anglais et son historique, dans ses moindres détails... A Kevin et Chris pour avoir partagé leur bureau et pour leur aide pour vérifier les données anglaises. A Sven et Jim pour m'avoir aidé avec la liste d'espèces en Manche. A Serena et Manuel, mes supers colloqs, pour tous les bons moments partagés. A l'équipe de touch rugby pour des séances bien funs. Et à tous les autres personnes rencontrées au CEFAS pour avoir été si accueillants et amicaux. Merci à la DS Ifremer pour la bourse de mobilité qui m'a permis de réaliser ce séjour de deux mois en Angleterre.

Je tiens à dire un grand merci à Raymond Laë et Jean-Paul Robin, mes rapporteurs, et à Hans Polet, Olivier Le Pape et Kevin Leleu, mes examinateurs, pour avoir accepté de prendre sur votre temps pour évaluer mon travail et pour vos remarques constructives. Je tiens également à remercier chaleureusement les membres de mon comité de thèse : Nicolas Bez, Morgane Travers-Trolet, Tom Catchpole et Anne Atlan, ma tutrice, pour des discussions et conseils qui m'ont bien aidé à progresser au cours de ces trois ans de thèse. Merci à tous les rennais et les lorientais d'Amédée, pour des discussions intéressantes qui m'ont également permis de bien progresser. Merci également à tous mes collègues d'Ifremer des autres centres et stations rencontrés en diverses occasions, notamment au cours des embarquements sur les campagnes EVHOE 2011 et IBTS 2014, pour des échanges très instructifs et plaisants.

Merci à André F. puis Pierre P. pour m'avoir accueilli au sein de l'unité EMH et pour toutes les démarches que mon contrat puis ma thèse ont nécessité. Un grand merci à tous mes collègues d'EMH : Anik, Plaff, Steph, Vincent, Mathieu D., Jac, Pascal Lo., Anne et Isabelle, Jacques B., Jocelyne, Paul, Manuella,... pour votre accueil, les pauses cafés bien sympathiques, les causeries, pour m'avoir fait passé 4 ans et quelques très agréables. Et un merci tout particulier au comité de soutien de fin de redac : Babwa, coupine de bureau, pour tous les bons moments partagés et surtout pour avoir été là pour les moins bons, pour tous les petits mots d'encouragement et les petites attentions qui m'ont bien aidé en des temps difficiles de fin de redac. Sid pour les PdP et les sorties ciné / bar pour déconnecter un peu. Anne-So pour les goûters, pour les aides LaTeX, R, ObsMer... Ol' pour les composts parfois un peu odorants, pour les 14-18, pour les goûters à 16h pétantes, et pour avoir fait de moi une Vedette ;) Lolo pour être passé en premier, c'était bien pratique de pouvoir te copier ! Pierrot, pour ta bonne humeur, pour les soirées Marlove trop drôles avec tes deux acolytes, Alex et Bobo. Ne vous découragez pas les gars, je suis sûre que vos techniques feront leurs preuves un jour ;) A tous les stagiaires, thésards, CDD et autres intermittents d'EMH avec lesquels nous nous sommes croisés au cours de ces quatre et quelques dernières années (en espérant ne pas oublier trop de monde...) : Damien, Akim, Raphaëlle S., Do, Estelle, Benoit D., Claire, Momo, Martin, Mathieu W., Natacha, David, Mareike, Jochen, Laurie, Alex B. Merci d'avoir participé à la bonne ambiance du labo !

Merci à Sophie P., Jac et Dominique pour des supers échanges et expériences de médiation scientifique. Un grand merci également à toute l'équipe de Sciences-en-Cour[t]s 2014, orgas et réals. Ce n'était pas le plus raisonnable de se lancer dans cette aventure en dernière année de thèse mais quelle belle expérience! Merci à tous mes collègues qui se sont pris au jeu en tant qu'acteurs ou pour l'aide technique. Merci au capitaine, à l'équipage et aux scientifiques de la campagne IBTS 2014 pour avoir également joué le jeu.

A Dell, mon fidèle compagnon de travail, pour m'avoir suivi partout durant ces trois ans, et pour tous les moments "je t'aime, moi non plus". Au petit rigolo qui se cache derrière mon écran et s'amuse à faire planter mon ordi sans raison, je t'aurais un jour...;) Aux longues heures en train idéales pour travailler au calme. Merci à la SNCF de prolonger encore plus ces moments studieux et productifs... Merci à tous les thésards qui craquent sur 'Ciel mon doctorat!', ça aide à se sentir moins seule et à bien relativiser par moments!

Et comme la thèse, ce n'est pas que du travail. Je tiens également dire un grand merci : A tous mes collègues du bad pour les séances magiques du jeudi midi : Ol', Alice, Steph, Laurence, Joëlle, Patrick, Pierrot, Damien, Virginie. Sans rancune pour le pied, Ol'! A tous mes collègues du club impro qui, même s'il n'a pas survécu, nous a bien défoulé en son temps : Mathieu, Sylvie, Isabelle, Gilles, Manu, Natacha, Véro, Jean-Claude, Emilie. Aux plongeurs de carrière, notamment merci à Yoyo et à Plaff pour votre investissement dans ce beau projet qui a malheureusement un peu fait 'flop'. Merci à Étienne et aux Aquadivers pour des moments sympas, bien qu'un peu secs... A toutes mes cops de la danse, pour la pause du mardi soir, notamment à Carole, Hélène et Sarah et toutes celles avec lesquelles on a partagé les planches pour de supers pestacles! A toutes les soirées manquées au Lieu Unique... Un grand merci à Lucie Dronet et au Dr Seiler pour le marathon implant. Merci d'avoir tout fait pour que ça rentre dans un planning plus que serré!

Un grand merci à tous mes amis que je n'ai pas eu l'occasion de voir aussi souvent que j'aurais voulu au cours de ces trois dernières années. Un merci particulier à Delph, Soph, Camille, Fab, Chris, July, Milord pour l'oasis is good;) Marianne, Louloute, Kat, Lilou, Rom G., Karine, Benoit A., Adri, Got et Romain P., pour votre amitié, vos conseils et encouragements, notamment autour de la dernière ligne droite. Yv, un merci tout particulier pour ton soutien au cours du CDD et en ce début de thèse, qui m'a énormément aidé à surmonter les moments de doute. Je te dois beaucoup pour la bonne poursuite de cette thèse.

A An, pour tous les bricolo-navigo week-ends qui ont bien aidé à se changer les idées. Tu vas me manquer dans cette nouvelle vie qui commence. Merci à tous les matelots qui ont contribué à de belles aventures sur les flots!

Pour finir, je tiens à remercier de tout cœur ma famille pour m'avoir supporté, dans tous les sens du terme, durant toutes ces années. Un grand merci à Ln et Steven pour m'avoir donné la meilleure carotte qui soit pour finir cette thèse dans les temps impartis. Tout le bonheur du monde à vous deux! Et un immense merci à mes parents pour m'avoir toujours soutenu sans faille dans mes projets et m'avoir donné les moyens d'aller au bout de mes rêves, et de cette thèse! Si j'en suis là aujourd'hui, c'est bien grâce à vous. Merci pour tout :-)

Table des matières

Résumé	i
Abstract	ii
Remerciements	v
Introduction générale	1
Vers une gestion écosystémique des pêches	1
La pression de pêche : le levier de la gestion	3
Sélectivité et approche écosystémique des pêches	6
La caractérisation des captures : une avancée pour la gestion écosystémique	7
Objectifs et organisation de la thèse	10
1 Définition des concepts : quelles composantes de la capture pour quels objectifs de gestion ?	13
Résumé	13
Fishing selectivity and the ecosystem approach	14
Abstract	14
Introduction	15
1.1 Fishing selectivity	16
1.2 Catch utilization	23
1.3 Exploitation pattern	25
Conclusions	26
Acknowledgements	27
References	27
2 Cas d'étude et données	33
2.1 Introduction	33

2.2	Cas d'étude	34
2.2.1	Échelle locale : cas d'étude Sud Gascogne	34
2.2.2	Échelle régionale : cas d'étude Manche	36
2.3	Présentation du programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle	37
2.3.1	Plan d'échantillonnage	38
2.3.2	Unités d'échantillonnage	38
2.3.3	Protocole de collecte des données	38
2.3.4	Données collectées	39
2.3.5	Des données adaptées à une approche par métrique	39
2.3.6	Préparation des données	41
2.4	Comparaison avec le programme d'observation anglais	42
2.4.1	Programmes et observateurs	43
2.4.2	Plans d'échantillonnage	43
2.4.3	Listes de navires	44
2.4.4	Suivi des contacts	44
2.4.5	Données collectées	48
2.4.6	Saisie et bases de données	52
2.4.7	Procédures et données d'élévation	52
2.4.8	Combinaison des données	53
2.5	Comparaison avec les campagnes scientifiques	54
2.5.1	Présentation des données	54
2.5.2	Couverture spatio-temporelle et technique	55
2.5.3	Composition des captures	56
2.5.4	Potentiel de combinaison des deux sources de données	59
2.6	Conclusions	61
3	La perspective écologique	63
3.1	Introduction	63
3.2	Caractérisation de la distribution des captures parmi les composantes des communautés locales du Sud Gascogne : une première étape vers l'évaluation des pressions sur les communautés	64
	Characterizing catches taken by different gears from local fish communities as a step towards community pressure evaluation	65
	Abstract	65

3.2.1	Introduction	66
3.2.2	Materials and methods	67
3.2.2.1	Study sites	67
3.2.2.2	Onboard observer programme	69
3.2.2.3	Catch metrics	69
3.2.2.4	Metric comparison among gears and sites	71
3.2.3	Results	73
3.2.3.1	Description of observer data for study sites	73
3.2.3.2	Catch metrics	74
3.2.3.3	Comparison of catch between study sites harvested by different combinations of gears	75
3.2.3.4	Comparison of catch by similar gears between study sites	78
3.2.4	Discussion	78
3.2.4.1	Estimation method	80
3.2.4.2	Catch metrics	81
3.2.4.3	Comparison of pressure between gears and sites	82
3.2.4.4	Conclusions	83
	Acknowledgements	84
	Appendix	84
	References	84
3.3	Lien pression - état sur les communautés et deux espèces du Sud Gascogne	91
3.3.1	Introduction	91
3.3.2	Matériels et méthodes	92
3.3.2.1	Métriques de diversité	92
3.3.2.2	Campagnes scientifiques	92
3.3.2.3	Sélection des espèces	93
3.3.3	Résultats et discussion	94
3.3.3.1	Comparaison des communautés	94
3.3.3.2	Comparaison populations - communauté	95
3.3.3.3	Lien pression - état ?	96
3.4	Estimation des captures totales en Manche : vers une caractérisation du diagramme d'exploitation	96
3.4.1	Introduction	96
3.4.2	Matériels et méthodes	97

3.4.3	Résultats et discussion	98
3.4.3.1	Effort total en Manche	98
3.4.3.2	Qualité de la variable d'élévation	99
3.4.3.3	Analyse temporelle	99
3.4.3.4	Analyse spatiale	102
3.5	Conclusions	105
4	La perspective exploitation	107
4.1	Introduction	107
4.2	Quelle utilisation de la capture?	109
4.2.1	Introduction	109
4.2.2	Matériels et méthodes	109
4.2.2.1	A l'échelle locale	110
4.2.2.2	A l'échelle de la France	110
4.2.2.3	A l'échelle de la Manche : combinée entre pêcheurs français et anglais	111
4.2.3	Résultats	111
4.2.3.1	Utilisation de la capture dans le Sud Gascogne	111
4.2.3.2	Utilisation de la capture par les navires français	112
4.2.3.3	Utilisation de la capture par les navires français et anglais en Manche	113
4.2.4	Discussion	115
4.3	Causes de rejet	115
4.3.1	Introduction	115
4.3.2	Matériels et méthodes	116
4.3.2.1	Causes de rejet à l'échelle nationale	116
4.3.2.2	Causes de rejet de cabillaud en Manche – mer du Nord	117
4.3.2.3	Causes de rejet des engins passifs du Sud Gascogne	117
4.3.3	Résultats	118
4.3.3.1	Causes de rejet à l'échelle nationale	118
4.3.3.2	Causes de rejet de cabillaud en Manche – mer du Nord	122
4.3.3.3	Causes de rejet des engins passifs du Sud Gascogne	122
4.3.4	Discussion	124
4.3.4.1	Rejets dus aux incitations du marché	124

4.3.4.2	Rejets dus aux règlements	125
4.3.4.3	Rejets dus aux contraintes techniques	125
4.3.4.4	Potentiels des données d'observation à la mer pour étudier les causes de rejet	126
4.4	Quel succès de capture de l'espèce-cible des pêcheurs français en Manche?	127
4.4.1	Introduction	128
4.4.2	Matériels et méthodes	128
4.4.3	Résultats et discussion	129
4.5	Conclusions	130
Discussion générale		133
	Résumé des principales contributions de la thèse	133
	Captures : quelles composantes des communautés marines?	134
	Quels leviers pour la gestion écosystémique des pêches?	137
	Limites et potentiels des données d'observation à la mer pour la gestion écosystémique des pêches	141
Bibliographie		144
A Glossaire de l'étude des rejets à l'échelle nationale		155
B Résumé de l'étude sur les causes de rejet de cabillaud en Manche - mer du Nord		157
C Article - Morandeau et al. 2014 - Why do fishermen discard? Distribu- tion and quantification of the causes of discards in the Southern Bay of Biscay passive gear fisheries		161
D Rapport de stage - Fumeron 2014 - Réussite de capture de l'espèce-cible des métiers de la Manche		171

Introduction générale

Vers une gestion écosystémique des pêches

Les écosystèmes sont complexes, et les interactions entre leurs composantes nombreuses (figure 1 ; Garcia et al., 2003). L'Homme en tant que partie intégrante de l'écosystème interagit avec les autres composantes de l'écosystème. Aussi, pour gérer de façon appropriée et durable les activités humaines, souvent concentrées sur une partie de l'écosystème, la prise en compte de l'intégralité de l'écosystème est nécessaire. Cela implique aussi bien la prise en compte des facteurs environnementaux que des facteurs socio-économiques. De ce constat, s'est développée l'approche écosystémique des pêches (AEP ; Garcia et al., 2003). L'AEP vise à maintenir des écosystèmes marins en bon état et les pêcheries qu'ils supportent (Pikitch et al., 2004).

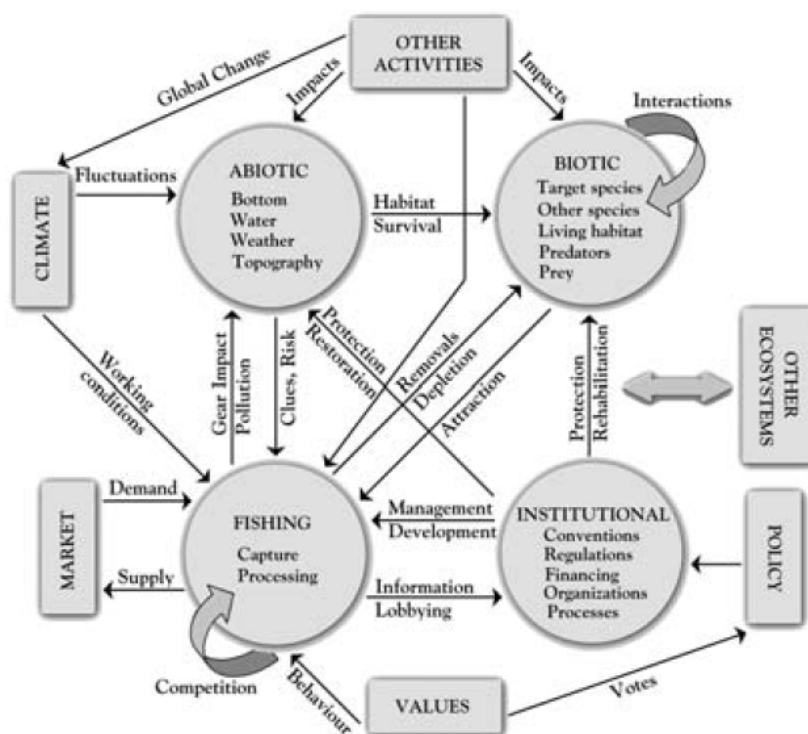
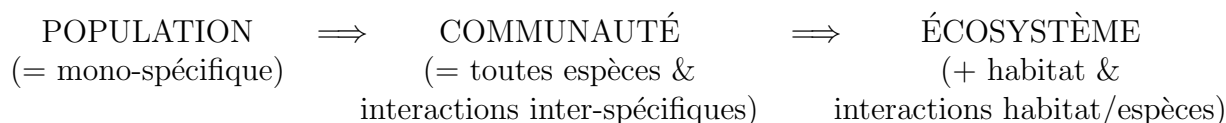


FIGURE 1 – Diagramme simplifié d'un écosystème et de ses composantes (source : Garcia et al., 2003).

Plusieurs textes, tels que la Convention des Nations Unies sur la loi de la Mer (1982), la Convention des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (1992) et la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique (1992), contiennent déjà les principes et les éléments conceptuels de l'AEP (Garcia et al., 2003). Les objectifs énoncés dans ces textes, repris par l'AEP, résumés par Sainsbury et al. (2000), incluent :

- l'exploitation durable des ressources marines vivantes dans des objectifs nutritionnel, économique et social,
- la protection et la conservation du milieu marin,
- la protection et le maintien des interactions entre espèces,
- la protection des écosystèmes, habitats et espèces rares et vulnérables,
- la conservation de la biodiversité génétique, spécifique et écosystémique,
- la mise en œuvre d'une gestion anticipée et préventive et d'une approche de précaution.

L'AEP peut essentiellement être vue comme un changement dans l'ordre des priorités de gestion en commençant par l'écosystème plutôt que les espèces cibles (Pikitch et al., 2004). L'AEP constitue un changement d'approche et d'échelle dans la gestion des pêches : traditionnellement mono-spécifique avec une gestion par stock, elle devient écosystémique avec la prise en compte de l'ensemble des espèces qu'elles soient ciblées ou non, de leur habitat, et de leur interactions entre elles et avec leur habitat.



Le développement de l'AEP implique de repenser la gestion des pêches à une échelle plus intégrée que la population. La prise en compte de l'ensemble des composantes biologiques, écologiques, sociales et économiques d'une entité aussi complexe qu'est l'écosystème marin rend la tâche difficile. L'AEP implique de définir, à large et moyenne échelles, en prenant en compte l'ensemble des composantes de l'écosystème et de ces considérations, des cibles stratégiques et des objectifs écologiques, qui seront traduit en objectifs opérationnels (figure 2; Jennings, 2005). Pour répondre à la complexité des écosystèmes, plusieurs indicateurs sont nécessaires en lien avec chaque objectif de gestion (FAO, 1999). Des points de référence ou trajectoires estimés pour chaque indicateur servent ensuite à surveiller la réalisation des objectifs (figure 2; Jennings, 2005).

Les indicateurs, de par leur simplicité, leur fondement scientifique, leur fort pouvoir communicant, sont des outils adaptés au suivi de la mise en œuvre de l'AEP en informant sur le résultat de la gestion par rapport aux objectifs fixés (Rochet and Trenkel, 2009).

Le cadre Pression - État - Réponse permet de formaliser les liens et relations entre indicateurs (figure 3, Garcia and Staples, 2000) :

- Les **pressions** sont les contraintes exercées par les activités humaines sur l'environnement.
- Les **états** décrivent la condition du système (environnement ou société).
- Les **réponses** sont les réponses apportées par la société à la situation environnementale.

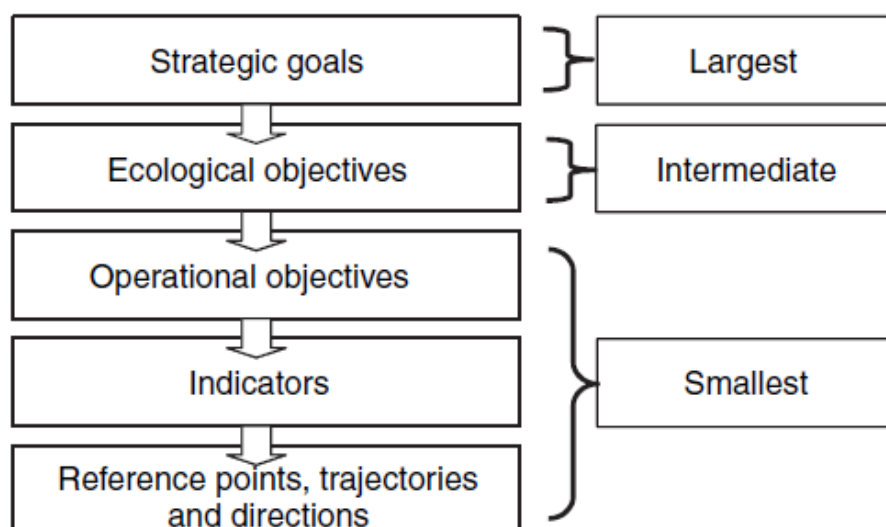


FIGURE 2 – Exemple de cadre de gestion dans lesquels les indicateurs sont utilisés et les échelles auxquelles les différentes étapes s’appliquent (source : Jennings, 2005).

Le cadre Pression - État - Réponse est transposé dans cette thèse à l’exploitation par la pêche des communautés marines. La pêche est une activité économique qui exerce des pressions sur les communautés marines. La capture est la résultante directe de ces pressions. Cette capture est utilisée par la société et constitue à la fois une source de protéines pour la population et une source de revenus pour les pêcheurs. Ces pressions affectent l’état des communautés dans ses différentes dimensions (abondance / biomasse, biodiversité, structures en taille / âge, réseau trophique, etc.), à la fois directement par la mortalité des individus capturés, et indirectement au travers des interactions entre espèces. Les réponses de la société sont les mesures de gestion mises en place pour gérer l’exploitation avec pour objectif de maintenir les communautés marines et les entreprises de pêche en bon état.

La pression de pêche : le levier de la gestion

Alors que les indicateurs d’état des communautés marines ont fait l’objet de nombreuses études depuis une quinzaine d’années (Rochet and Trenkel, 2003), et que les caractéristiques des communautés susceptibles d’être affectées par la pêche ont été prédites au moyen de modèles plus ou moins complexes (résumées dans le tableau 1), les indicateurs de pression à des échelles plus intégrées que la population sont peu développés (Piet et al., 2006).

Les connaissances de la pression de la pêche à l’échelle des communautés sont beaucoup plus limitées, alors que la pression est le levier par lequel opère la gestion des pêches (Piet et al., 2006). Les outils de gestion ‘classique’ visent à limiter les pressions de la pêche sur les populations ciblées. Ils peuvent se séparer en trois grandes catégories (Cochrane,

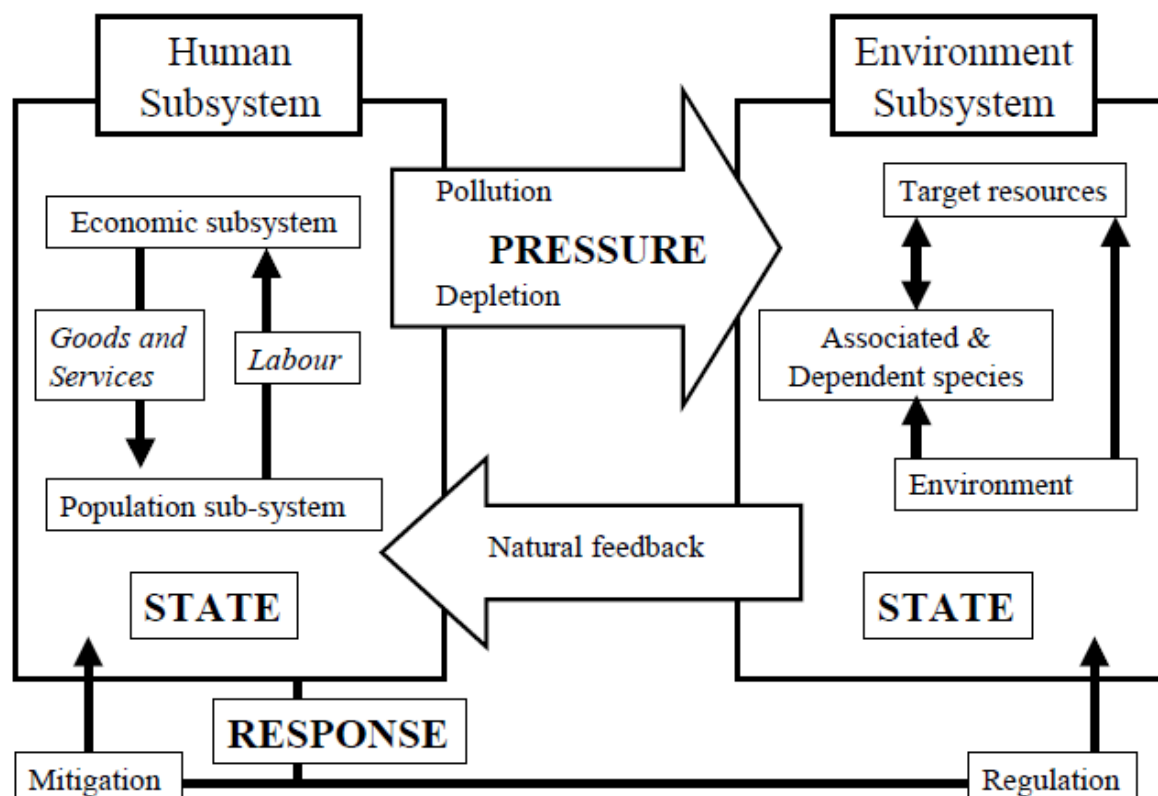


FIGURE 3 – Cadre général (Pression - État - Réponse) pour le développement durable (source : Garcia and Staples, 2000 modifié de RIVM/UNEP, 1995).

2002) :

- **Les outils de gestion des intrants** visent à contrôler l'intensité et l'effort de pêche. Ils incluent :
 - les limitations d'accès, restrictions géographiques et saisonnières (exemple : Aires Marines Protégées),
 - la gestion des moyens de production :
 - le contrôle de la capacité de pêche (exemples : licences, limitations de la capacité de flotte, sorties de navires de la flotte),
 - le contrôle de l'utilisation des navires (exemples : limitations de la durée des périodes de pêche),
 - le contrôle de l'effort (exemples : limitations de l'efficacité de l'effort de pêche, limitations du nombre ou de la taille des engins, ou du nombre de pêcheurs individuels autorisés à pêcher).
- **Les outils de gestion technique** visent à contrôler les caractéristiques des engins de pêche. Ils incluent, par exemple, les réglementations de maillage qui sont destinées à réduire les captures de juvéniles.
- **Les outils de gestion de la production** visent à contrôler la quantité et la qualité des poissons débarqués. Ils incluent :
 - les limites imposées au tonnage de poissons sur une période de temps donnée

TABLE 1 – Récapitulatif des indicateurs d'état des communautés, de leur sensibilité à la pêche et des données nécessaires pour les mesurer, d'après Rochet and Trenkel (2003).

Indicateurs	Sensible à la pêche	Mesurable (données nécessaires)
Richesse spécifique	Non	Campagne (série longue) + traitement statistique
Indices d'équitabilité	Oui	Campagne
Indices de diversité	Ambigu	Campagne
Taux de croissance individuel moyen	Oui	Campagne + âges
Longueur maximum moyenne	Oui	Campagne
Age de maturité moyen	Oui	Campagne + âges + maturité
Relation taille – abondance	Oui	Campagne
Biomasse & abondance totales	Non	Campagne
Variabilité de la biomasse	Oui	Campagne (série longue)
Proportion de poissons piscivores et autres groupes trophiques	Oui	Campagne + connaissance qualitative régime alimentaire
Rapport pélagiques / démersaux	Oui	Campagne + connaissance habitat
Niveau trophique moyen de la communauté	Oui	Campagne + données précises niveau trophique ou régimes alimentaires
Proportion d'espèces non commerciales dans la communauté	Oui	Campagne + connaissances marchés ou ventes
Poids ou longueur moyens dans la communauté	Oui	Campagne
Descripteurs du spectre de taille	Ambigu	Campagne
Proportion de grands poissons	Oui	Campagne

(exemples : Total Admissible de Capture (TAC) et quotas),

- les limitations des prises accessoires (exemples : espèces protégées, tailles minimales de débarquement, limites de la proportion d'espèces accessoires dans le total capturé),
- les limites imposées au rejet (exemples : obligation à débarquer).

Le but prioritaire de la gestion des pêches est l'exploitation durable à long terme des ressources halieutiques (Union Européenne, 2013). Certaines espèces font l'objet d'une exploitation plus intensive que d'autres, principalement pour des raisons économiques (forte demande, valeur ajoutée élevée), et technologiques (espèces accessibles en quantités suffisantes ; Hall et al., 2000). La gestion s'est donc en priorité concentrée sur ces espèces pour limiter les pressions qu'elles subissent et maintenir les stocks à des niveaux suffisants pour éviter qu'ils ne soient sur-exploités. Traditionnellement, la gestion des pêches est donc mono-spécifique, et utilise le stock comme unité de gestion (Laurec and Le Guen, 1981).

La plupart des mesures de gestion 'classiques', en particulier celles de gestion de la

production, se basent sur la connaissance de la dynamique des populations exploitées. Elles visent à assurer le maintien de la population ciblée et la durabilité de son exploitation, en assurant (i) le maintien de l'abondance ou de la biomasse de la population à un niveau 'suffisant' et (ii) le maintien de sa structure en âge, afin de permettre à la population de garder un niveau de reproduction qui compense les mortalités, naturelle et par pêche (Cochrane, 2002). Pour cela, les outils de gestion 'classiques' s'efforcent de limiter les pressions en intensité et de répartir leur distribution sur la population en protégeant en particulier les juvéniles.

Une amélioration de la sélectivité de la pêche est ainsi souvent préconisée car elle permettrait d'éviter la capture des juvéniles, ce qui leur permettrait d'atteindre la maturité sexuelle et de se reproduire au moins une fois (Armstrong et al., 1990). Cependant, certaines études ont montré que la seule capture des individus de grande taille dans une population pourrait entraîner des évolutions induites par la pêche, telles qu'une croissance plus rapide et une maturité plus précoce (Law, 2007; Conover, 2000) ou une plus faible résilience aux perturbations (Planque et al., 2010).

Sélectivité et approche écosystémique des pêches

Avec le développement de l'approche écosystémique des pêches, l'objectif d'amélioration de la sélectivité de la pêche a été conservé et étendu à l'ensemble des espèces. Une pêche plus sélective permettrait, en effet, de limiter les mortalités par pêche sur les composantes accessoires, c'est-à-dire non ciblées, de la communauté et de les concentrer sur les seules composantes ciblées (Cochrane, 2002).

Cependant, l'amélioration de la sélectivité de la pêche, à une échelle plus intégrée que la population, n'est pas forcément en accord avec l'un des objectifs fondamentaux de l'approche écosystémique des pêches qui vise le maintien de la structure et du fonctionnement de l'écosystème (Zhou, 2008; Rochet et al., 2011; Garcia et al., 2012). Dans la pêche chalutière crevettière par exemple, la capture des espèces accessoires favoriserait l'espèce-cible, en réduisant la prédation qu'elle subit, de même que le rejet de ces espèces accessoires leur bénéficierait en leur servant de nourriture (Zhou, 2008).

La technologie et les marchés ont été les principaux moteurs à la détermination des composantes de la communauté qui faisaient l'objet d'une pêche ciblée; et ce, en dehors des considérations écologiques (Hall et al., 2000). Il en résulte que les espèces ciblées, les espèces d'importance commerciale, sont en grande partie des espèces prédatrices ou de grande taille (Hall et al., 2000; Bundy et al., 2005). De même, au sein d'une espèce, les grands individus présentent en général une valeur commerciale supérieure et font l'objet d'une capture ciblée (Leleu et al., 2014). La capture des petits individus, de moindre valeur commerciale, est au contraire évitée. Et ce d'autant plus que la réglementation technique (notamment concernant les maillages) en limite la capture et que la réglementation de la production (pour les espèces concernées par les tailles minimales de débarquement) interdit leur débarquement.

Une exploitation parfaitement sélective concentrerait donc la mortalité par pêche en grande partie sur les espèces prédatrices et les individus de grande taille, qui sont

généralement plus haut dans la pyramide trophique que les juvéniles. A l'échelle des communautés ou de l'écosystème, cela pourrait créer une perturbation de l'écosystème exploité. Plusieurs modèles tels que celui de Rochet and Benoit (2011) ont, en effet, mis en évidence que la capture préférentielle des grands individus pourrait entraîner une modification de la structure en taille. Celle des prédateurs pourrait causer une perturbation du réseau trophique (Bundy et al., 2005; Rochet et al., 2011). Une exploitation dite 'équilibrée' entre les différentes composantes de la communauté marine, proportionnelle à leur production, a été suggérée comme étant plus cohérente avec l'approche écosystémique des pêches (Garcia et al., 2012). Plusieurs modèles ont, en effet, mis en évidence qu'un tel type d'exploitation permettrait de maintenir des rendements élevés tout en préservant la biodiversité (Garcia et al., 2011).

La question des effets d'une pêche plus ou moins sélective a fait l'objet de nombreuses études depuis quelques années. Alors que ces questions ont été beaucoup étudiées grâce à des modèles mathématiques, plus ou moins complexes, les études empiriques des impacts du type d'exploitation sur les communautés ou les écosystèmes restent rares, et les résultats plus mitigés, voire faibles (ICES, 2014). Dans une étude empirique, les effets de la pêche se confondent avec la variabilité environnementale dans les réponses des communautés, et les deux types d'effets sont difficiles à départager (Planque et al., 2010; Rochet et al., 2013). Non seulement les résultats sont encore mitigés, mais la mise en pratique de la pêche équilibrée pose de nombreux défis d'un point de vue technologique et de marchés (ICES, 2014). De nombreuses recherches sont encore nécessaires pour étudier ces questions, à la fois par des modèles mathématiques et par des études empiriques. Des recherches seront également nécessaires pour déterminer comment une pêche équilibrée pourrait être mise en œuvre.

Même s'il reste de nombreuses questions à étudier, le débat pêche sélective - pêche équilibrée peut être avant tout vu comme une incitation à penser la façon d'exploiter les ressources halieutiques dans une perspective écosystémique (ICES, 2014).

La caractérisation des captures : une avancée pour la gestion écosystémique

Les impacts de la pêche sur une communauté dépendent à la fois de l'intensité de la pression de pêche et de la façon dont elle est répartie entre les différentes composantes de la communauté (Garcia et al., 2012). Pour autant, la caractérisation des pressions reste limitée à l'échelle des communautés. Différents degrés de précision dans la description de la pression de pêche ont été proposés par Piet et al. (2006) selon le type et la quantité de données disponible (figure 4).

Ces indicateurs de pression (figure 4), à l'exception de la mortalité par pêche, sont des descripteurs de l'intensité de la pression. Ils ne décrivent pas comment celle-ci se répartit entre les composantes de la communauté marine. La pression dépend à la fois de ce qui est capturé, quantitativement et qualitativement, et de l'état de la communauté. Or, l'état de la plupart des espèces constituant la communauté est inconnu. La mortalité par pêche ou le taux d'exploitation ne sont disponibles que pour les espèces d'importance commer-

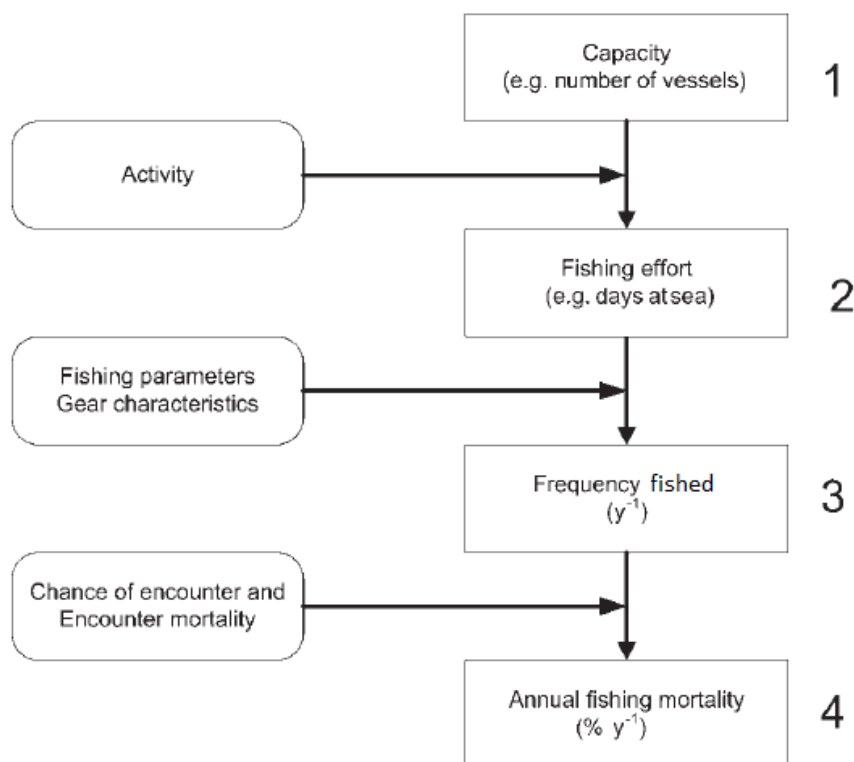


FIGURE 4 – Indicateurs de pression selon un besoin croissant en données (de 1 = plus faible à 4 = plus fort ; source : Piet et al., 2006).

ciale faisant l'objet d'une évaluation de stock (Pope et al., 2000). Avec les connaissances actuelles sur les communautés marines, la caractérisation des pressions ne peut donc être menée que de façon indirecte au travers de la caractérisation des captures.

Les différents engins de pêche, de par leur processus de capture différents, exercent des pressions différentes sur les communautés marines (Huse et al., 1999). Une caractérisation plus détaillée de l'intensité et de la distribution des captures parmi les composantes de la communauté marine, en distinguant les différents types d'engins, apporterait des éléments nécessaires à la gestion écosystémique des pêches (Piet et al., 2006). Aussi, pour rendre compte de la pression totale exercée sur la communauté, l'intégralité de la capture doit être prise en compte. En effet, une part de la capture, qui peut être conséquente, est rejetée à la mer et ne fait pas l'objet de débarquements. Viana et al. (2013) ont ainsi démontré que la seule prise en compte des débarquements n'offrait qu'une vision partielle des pressions subies par les communautés marines, car les rejets concernent une diversité d'espèces et de tailles beaucoup plus large que les débarquements.

La prise en compte de la capture totale, distinguée en parties rejetée et débarquée, permet en outre d'approcher la dimension économique de l'activité de pêche. L'approche écosystémique implique la prise en compte des considérations sociales et économiques au même titre que les considérations biologiques et écologiques. Plusieurs indicateurs bio-

économiques ont été développés et utilisés pour caractériser la performance économique de l'activité de pêche, et sa durabilité. Ces indicateurs décrivent les revenus, le profit, la production débarquée en poids et valeur, les prix du marché, les coûts, etc. (Accadia and Spagnolo, 2006; Ceriola et al., 2008). Pour ce faire, les informations collectées incluent (Daurès et al., 2013) :

- le nombre de marins dans l'équipage et le système de rémunération,
- l'effort de pêche (par exemple, le nombre de jours de mer),
- les revenus,
- les coûts d'exploitation fixes : frais de réparation et d'entretien, assurance, coûts administratifs,
- les coûts d'exploitation variables : salaire, carburant, débarquement, divers (glace, appâts, etc.),
- les investissements.

La pêche, comme toute autre activité économique, a pour objectif l'optimisation des débarquements sous contraintes des conditions dans lesquelles elle opère (Pascoe, 1997; Leleu et al., 2014). Le processus de rejet fait partie intégrante de cette activité économique. En effet, l'analyse micro-économique des comportements de rejet montre que les rejets naissent d'un calcul économique et sont issus d'un compromis entre le prix (espéré) du poisson sur le marché, les coûts de débarquement et les coûts de rejet (Arnason, 1994). Les coûts de rejet correspondent essentiellement à des coûts de tri. Le tri est une opération longue et pénible qui représente une dimension importante de l'effort de production, et dont dépend une partie des revenus de la pêche (Macher, 2008). Le tri est donc une activité productive. La prise en compte du tri dans la caractérisation des captures permet de rendre compte de cette dimension économique de l'activité en mettant en relief les captures avec les débarquements qui en résultent.

La question des rejets est d'autant plus cruciale pour la durabilité des entreprises de pêche que la Politique Commune des Pêches de l'Union Européenne est en pleine réforme. L'obligation à débarquer qui doit entrer en vigueur à partir de janvier 2015 pour les pêcheries pélagiques, et de janvier 2016 pour les autres pêcheries, rendra les rejets des espèces faisant l'objet de limites de capture et de celles soumises à des tailles minimales en Méditerranée illégaux (Union Européenne, 2013). L'un des objectifs mis en avant dans l'obligation à débarquer est d'inciter à pêcher de manière plus sélective, soit d'éviter ou de réduire dans la mesure du possible les captures indésirées (Union Européenne, 2013). Cela implique que les captures accessoires, c'est-à-dire des espèces et tailles non ciblées, soient évitables en premier lieu. La caractérisation de la composition de la capture au regard de l'espèce ciblée initialement permet d'étudier l'efficacité des pêcheurs pour capturer leurs cibles. Cependant, plusieurs incitations et contraintes interviennent dans le choix de conserver et débarquer, ou rejeter, une partie de la capture. Une part de la capture, même de l'espèce-cible, peut être rejetée, tandis que certaines captures accessoires feront l'objet de débarquement (Rochet et al., 2002). L'étude de ces incitations et contraintes et de leur ampleur permet ainsi d'identifier les leviers permettant de gérer les rejets. Ainsi, en adoptant le point de vue des pêcheurs, la caractérisation des captures peut s'intéresser d'une part à l'espèce qui était initialement ciblée et d'autre part à son devenir (débarquement ou rejet) afin de distinguer les deux processus qui entrent en jeu (figure 5) et les leviers pour la gestion écosystémique des pêches dans une perspective d'exploitation.

Objectifs et organisation de la thèse

Deux perspectives sont adoptées dans ce travail : la perspective '*écologique*' considérant les pressions par rapport aux communautés marines, et la perspective '*exploitation*' considérant l'exploitation par rapport aux captures.

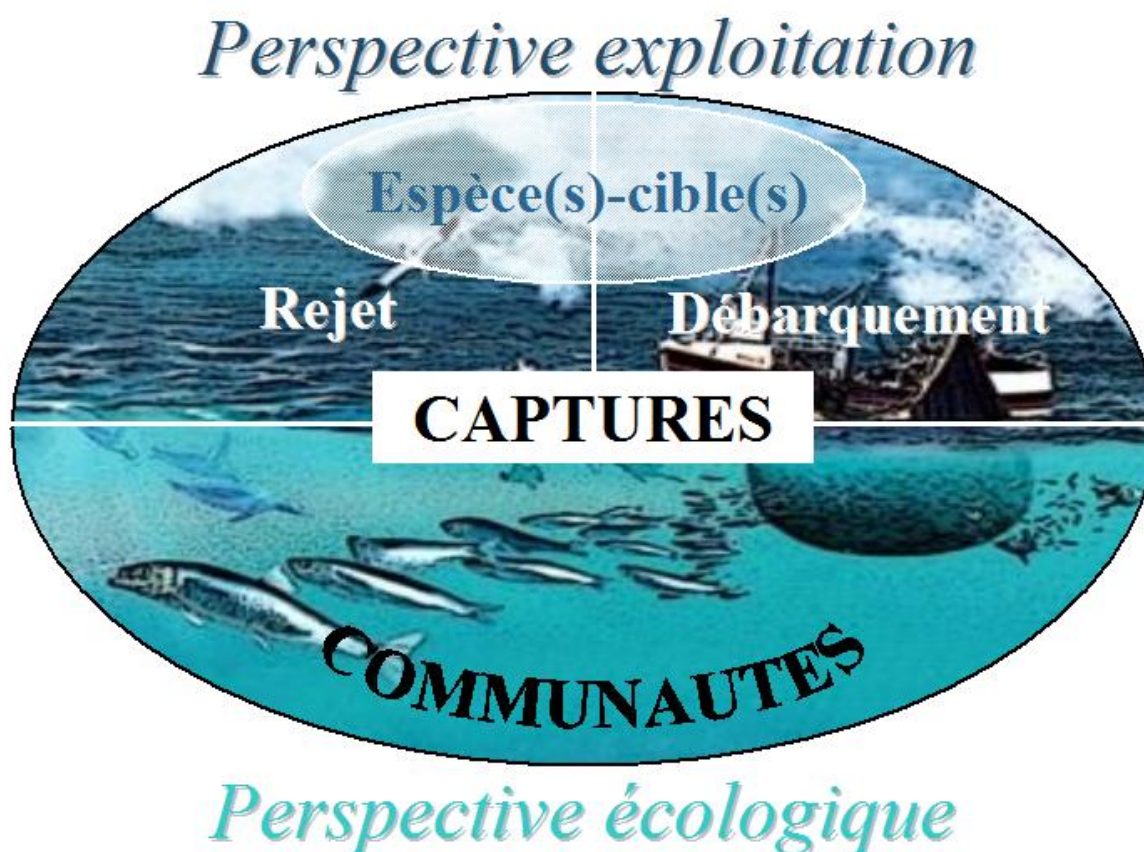


FIGURE 5 – Perspectives écologique et exploitation adoptées dans la thèse pour la caractérisation des captures.

Les objectifs de ce travail de thèse sont (i) **d'expliciter les liens entre différentes composantes de la capture et différents objectifs de gestion** et (ii) **de caractériser, de manière détaillée et en utilisant une approche empirique, les captures selon les perspectives 'écologique' et 'exploitation'** (figure 5).

Une amélioration de la sélectivité de l'exploitation est souvent préconisée comme objectif de gestion. Pour autant, le concept de sélectivité de la pêche s'est élargi avec l'approche écosystémique des pêches et est désormais souvent confondu avec d'autres aspects. Aussi, le premier chapitre de la thèse s'attache à clarifier le concept de sélectivité, que nous proposons de différencier de deux autres concepts : le diagramme d'exploitation, et l'utilisation de la capture. Différant par leurs perspectives, ces trois concepts se rapportent à différents objectifs de gestion et à différentes composantes de la capture.

Dans le second chapitre, nous présentons les données utilisées pour la caractérisation des captures selon les perspectives 'écologique' et 'exploitation'. Les deux cas d'étude choisis pour étudier ces questions de manière empirique à deux échelles différentes : le cas d'étude Sud Gascogne (échelle locale) et le cas d'étude Manche (échelle régionale), sont présentés.

Dans le troisième chapitre, la caractérisation des captures est menée dans une perspective 'écologique' par rapport aux communautés marines. Le cas d'étude Sud Gascogne permet de proposer des métriques pour caractériser la distribution de la capture parmi les composantes de la communauté, ainsi qu'une méthode pour standardiser ces métriques entre différents engins passifs et actifs. Afin d'étudier le lien pression - état, une comparaison de l'état des communautés est menée entre les deux sites du cas d'étude Sud Gascogne. Une comparaison entre communautés et deux espèces à biologie contrastée permet en outre d'étudier si les états diffèrent entre ces deux échelles biologiques. A l'échelle régionale, l'élévation des captures à l'ensemble des pêcheries anglaises et françaises permet de caractériser les pressions totales exercées sur la communauté marine de Manche, et d'étudier la distribution spatiale et temporelle des captures.

Dans le quatrième chapitre, la caractérisation des captures est menée dans une perspective 'exploitation', du point de vue des pêcheurs. La fraction rejetée par engin et par zone permet de quantifier, pour les deux cas d'étude, la part de la capture qui n'a pas été valorisée. Une comparaison menée avec un panorama des rejets réalisé à l'échelle nationale permet de comparer les résultats obtenus à différentes échelles d'étude. Plusieurs études ayant contribué à qualifier et quantifier les causes de rejet à différentes échelles et avec différents niveaux de précision sont compilées et comparées pour mettre en évidence les leviers principaux pour la gestion des rejets. En outre, une étude analysant la composition de la capture au regard de l'espèce qui était initialement ciblée par les pêcheurs français opérant en Manche permet d'étudier l'efficacité des pêcheurs pour capturer leur espèce-cible. Cette étude permet d'étudier la composition des captures relatives à différents engins et espèces-cibles et les principaux facteurs qui influencent le succès de capture de l'espèce-cible et sa variabilité.

Pour conclure, la discussion générale porte sur les métriques et méthodes permettant de caractériser de manière empirique les captures selon les perspectives 'écologique' et 'exploitation', de même que les échelles et niveaux de précision pertinents et les données requises pour le faire. Les liens entre différentes composantes de la capture et différents objectifs de gestion sont également discutés, de même que les leviers permettant de gérer ces différentes composantes.

Chapitre 1

Définition des concepts : quelles composantes de la capture pour quels objectifs de gestion ?

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication intitulée "Fishing selectivity and the ecosystem approach" qui a été soumise à Fish & Fisheries.

Résumé

Améliorer la sélectivité de la pêche est souvent préconisé comme objectif de gestion des pêches. Cependant, avec le développement de l'approche écosystémique des pêches, le concept de sélectivité a été largement repris, élargi et embrouillé à différents égards. Plusieurs débats, tels que les débats sur l'obligation à débarquer et sur la pêche équilibrée, ont probablement pâti d'une définition un peu floue de la sélectivité. Dans ce chapitre, nous proposons de restreindre le concept de sélectivité de la pêche au processus de rétention de la capture par un engin de pêche. Une fois la capture ramenée à bord, son devenir, c'est-à-dire si elle est utilisée et débarquée, ou rejetée à la mer, ressort d'un concept différent, ci-après dénommé *l'utilisation de la capture*. Nous suggérons également que le concept de sélectivité de la pêche soit seulement utilisé à l'échelle de l'opération de pêche. Pour des échelles plus larges, la distribution de mortalité due à la pêche sur une (ou des) population(s) ou communautés, se rapporte au concept de *diagramme d'exploitation*. L'objectif de ce chapitre est de présenter ces trois concepts, les échelles auxquelles ils s'appliquent, les processus qui sont mis en œuvre et les facteurs qui les influencent. La distinction des facteurs qu'il est possible de modifier, et donc de gérer, de même que le bilan des méthodes qui permettent de les mesurer, permettent également de clarifier les différences entre les trois concepts et de mettre en évidence les leviers qui permettent de gérer les composantes de la capture concernées par chacun de ces concepts.

La sélectivité de la pêche, l'utilisation de la capture et le diagramme d'exploitation sont trois concepts fortement entremêlés mais qu'il est possible de distinguer. Alors que la sélectivité de la pêche dépend principalement de l'interaction entre le poisson et l'engin

de pêche, l'utilisation de la capture dépend en majeure partie d'incitations économiques et de contraintes réglementaires. Le diagramme d'exploitation quant à lui, dépend de l'interaction entre dynamique des ressources et dynamique des flottilles. Une distinction importante entre les trois concepts vient du fait que le résultat de la sélectivité de la pêche est la capture, alors que l'utilisation de la capture part de la capture pour aboutir au débarquement ou rejet, et que le diagramme d'exploitation détermine le rendement de l'exploitation et la durabilité de la population ou communauté. Chaque concept s'applique à différentes échelles et concerne différentes perspectives et objectifs de gestion. Ce chapitre met en évidence l'importance de préciser l'objectif de gestion poursuivi et les composantes de la capture auxquelles il fait référence. La sélectivité de la pêche est un concept central entre le diagramme d'exploitation et l'utilisation de la capture. S'appliquant à l'échelle de l'opération de pêche, elle constitue un levier pratique pour agir sur les deux autres concepts. Améliorer la sélectivité de la pêche ne devrait donc pas constituer un objectif de gestion en soi, mais plutôt un moyen d'atteindre d'autres objectifs à plus larges échelles.

Fishing selectivity and the ecosystem approach

Authors : Laurence Fauconnet, Marie-Joëlle Rochet

Institution : Ifremer, Département Écologie et Modèles pour l'Halieutique, B.P. 21105. 44311 Nantes CEDEX 03, France

Contact author : Laurence Fauconnet - Ifremer, EMH, Rue de l'Île d'Yeu, B.P. 21105, 44311 Nantes CEDEX 03, France - Tél : +33 (0)2 40 37 41 64 - Fax : +33 (0)2 40 37 41 75 - laurence.fauconnet@ifremer.fr

Abstract

Improving fishing selectivity has been put forward as an objective of fisheries management. With the ecosystem approach, the concept of fishing selectivity has been enlarged but also blurred in different respects. Recent debates, such as those on balanced harvesting and discard ban, might have suffered from the loose definition of the concept. The aim of this paper is to distinguish the concept of fishing selectivity from catch utilization and exploitation pattern. We contend that fishing selectivity should refer only to the catching process, not to the utilization that is made of the catch once onboard, which falls under *catch utilization*. Furthermore, fishing selectivity applies at the fishing operation scale, while the distribution of mortality at the population or community level pertains to the *exploitation pattern*. Though the three concepts : fishing selectivity, catch utilization and exploitation pattern are linked, they differ with respect to spatio-temporal and organisational scales, the place in the fishing process, and the main factors influencing them.

Keywords : catch utilization, exploitation pattern, gear technology, management objectives, stakeholder's perspective

Introduction

Improving the selectivity of fishing is nowadays considered an important objective of fisheries management (Pikitch et al., 2004; Worm et al., 2009; Dunn et al., 2011). However, with the development of the ecosystem approach to fisheries, the concept has been used with different meanings. Historically, improved selectivity aimed at maximising the catch of desirable sizes of targeted species (Hall et al., 2000). When fishers set out on a trip, they have specific targets in mind – the catch they intend to bring back. But when the gear is hauled there can be less, or more, or something else than the anticipated catch. Bycatch is the part of the catch that was unintended, which can then be retained and landed, or returned to the sea; discards are the returned part. In this paper, unless otherwise stated, discards do not include the bycatch of vulnerable and/or emblematic species, which will be referred to below as accidental catch. The accidental catch concern appeared on the public agenda as a result of a few highly publicised cases, such as dolphins caught in tuna purse-seine fisheries in the 1960s, and sea turtles in shrimp trawl fisheries (Hall et al., 2000). The concern regarding discards of all species, both commercial and non-commercial, arose soon after (Saila, 1983). Both concerns broadened the reach of fishing selectivity to include minimising accidental catches and catches of individuals of undesirable size or low market value (Hall et al., 2000). The recent debates about balanced harvesting (Garcia et al., 2012) have further blurred the concept of fishing selectivity by including wider ecological and sustainability considerations.

The lack of a formal recognised definition of the selectivity concept has contributed to confusion and disagreement, a situation which was already observed and deplored by Millar and Fryer (1999). Different dimensions, scales and processes are now implied when examining which fishing activity is considered more or less selective. For example, is a fishing gear that only catches small individuals more selective than a gear that mainly catches large sized-individuals and some small ones? With regard to target or intention, the fishing activity can be viewed from two perspectives : the "positive" perspective intends to maximise the part of the catch that is wanted; the "negative" perspective to avoid or minimise the catch that is unwanted. "Wanted" and "unwanted" can both connect to different intentions or purposes - commercial, conservation, etc. This emphasizes an important aspect to be considered : the objectives aimed at by fishing activities. Those objectives are likely to differ from different stakeholders' perspectives.

In this paper we suggest that the term fishing selectivity is most appropriate to the description of the catching process and retention power of fishing gear at the fishing operation scale. This is the traditional concept of fishing selectivity as posed by Millar and Fryer (1999). Because increasing gear selectivity generally results in decreased discards, low discards that is high catch retention have been confused with high selectivity. Some people refer to "sorting on the bottom" (meaning, fishing selectively) to limit or avoid "sorting on the deck". However, retention does not just depend on the catch, but is constrained by what can be kept onboard or not. We define the concept of *catch utilization* to include the fate of the catch once onboard, whether it is kept and used, or discarded. Besides, fishing selectivity has also been used at scales larger than just the fishing operation. For example, 'population selectivity' was defined as the combination of gear selectivity, integrated across the entire spatial region occupied by the fish stock

(Millar and Fryer, 1999 ; Sampson, 2014). This scaling-up implies to take account of population processes. Further, as the ecosystem approach to fisheries develops, selectivity has been used with a still broader perspective, up to the selective extraction of some ecosystem components from the environment (ICES, 2014a). The term *exploitation pattern* might be relevant for scales beyond the fishing operation. The concept of fishing exploitation pattern has been used for a long time to describe the distribution of fishing mortality over the length or age composition of a population. We propose to extend the concept of exploitation pattern to all community components. This enlarged concept would be referred to as *community exploitation pattern*.

Although fishing selectivity, catch utilization and exploitation pattern are closely linked and even intermingled, the distinction of those three concepts would clarify some ongoing discussions. These processes operate on different scales and in different dimensions of the socio-ecosystem. Therefore, they respond to different factors, some of which are manageable, and some of which are not. Changes in gear selectivity, catch utilization or exploitation patterns may also have distinct consequences in different realms. To contribute to discussions as to the means, and consequences of changing selectivity, below we examine the factors, scales and processes linked to each concept. To help clarify the differences, we also summarize the methods to measure fishing selectivity, catch utilization and exploitation patterns.

1.1 Fishing selectivity

All fishing gears are somehow selective and catch individuals in species, length or age composition that differ from their actual composition in the environment (Wileman et al., 1996). Fishing selectivity is a measure of the gear selection process (Wileman et al., 1996). Two components of fishing selectivity are generally distinguished (Fig. 1.1). *Available selectivity* quantifies the catching process of the individuals that were present in the path or the surroundings of the gear, but possibly avoided it (Millar and Fryer, 1999). The individuals that were not able to avoid the gear, came in contact with it where a second selection occurred. *Contact selectivity* quantifies the retention of those individuals that came in contact with the gear (Millar and Fryer, 1999).

Since fishing selectivity describes the gear catching process and retention power, it applies at the fishing operation scale (Table 1.1). Fishing selectivity can therefore be modified by (i) fishing technology and (ii) the detailed settings of the fishing operation, which we designate as fishing tactic below. Research on gear technology aims at understanding the catch and retention processes of fish by a fishing gear, and modifying them by adapting gear geometry, materials and the way it is rigged. Fishing gears have been continuously adapted and modified to improve fishing selectivity. The intention here is the catch of what was targeted, species and/or sizes. From this perspective, fishing selectivity describes the ability of a gear to catch its target. Today, gears that avoid the catch of undesirable species and sizes, i.e. display negative selectivity, while maximising the catch of commercial-sized individuals of the target species, i.e. with positive selectivity, are wanted. The latter is an important condition to have good acceptance and use of novel or modified gears by professional fishers (Catchpole et al., 2005 ; Suuronen and

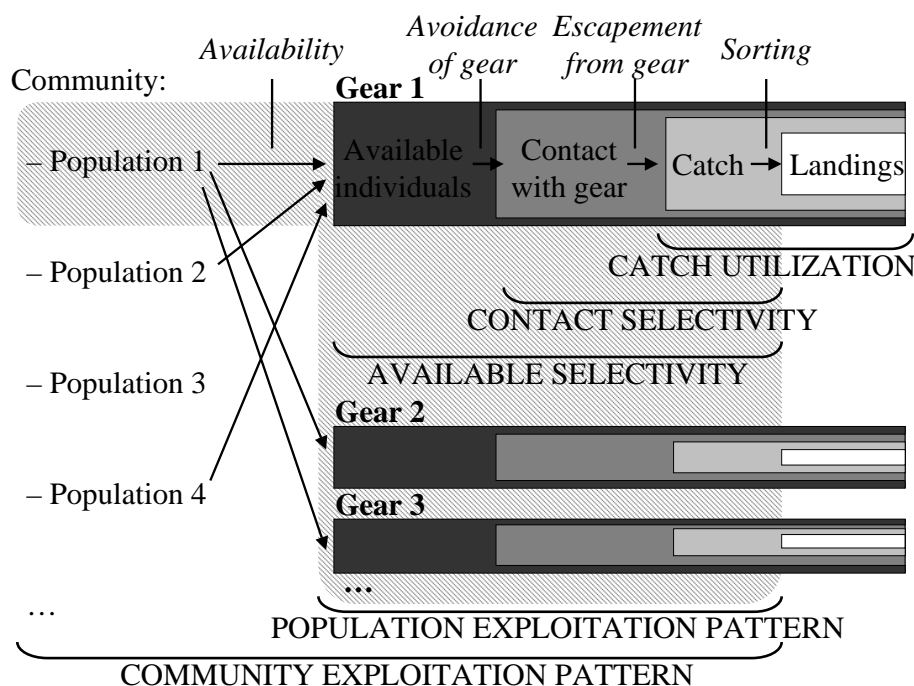


FIGURE 1.1 – Schematic view of available and contact fishing selectivities, population and community exploitation patterns and catch utilization. The population exploitation pattern is only highlighted for population 1 (shaded area).

Sardà, 2007).

The factors influencing fishing selectivity are those related to fishers' tactics and the interaction between fish and the gear under the conditions of the fishing operation (Fig. 1.2). Fishers decide on the target species or species group according to markets and the availability of resources in a given season and area, contingent on regulations. The most appropriate gear and its specifications are chosen to meet this target according to availability and behaviour, and technical regulations, such as minimum mesh size. Factors related to the fishing tactic such as time of day, fishing depth and duration are also adjusted appropriately. The combination of gear characteristics, fishers' tactics, and conditions of the fishing operation, including meteorological conditions, determine the species and size composition of the catch (Fig. 1.2).

The factors affecting contact selectivity differ from those affecting available selectivity (Table 1.2). Contact selectivity mainly depends on the interaction between fish morphology and gear characteristics. Mesh size regulations are a much employed technical measure to let small fish escape once they contacted the gear, although their efficacy has been questioned (Halliday and Pinhorn, 2002). Mesh sizes are relevant to negative contact selectivity with respect to size. Selective devices and other approaches were developed to allow undesired species to escape from the gear once they contacted it, based either on their morphology, *e.g.* turtle excluder devices, grids which direct individuals

TABLE 1.1 – Scales associated with the three concepts discussed in this paper.

Scale	Fishing selectivity	Catch utilization	Exploitation pattern
Spatial	gear swept/soak area ($10^{-3} - 10^{-1} \text{ km}^2$)	local to national to global	region ($10^3 - 10^6 \text{ km}^2$)
Temporal	hour – day	week – month	year – decade
Organisation	fishing operation	fishing sector	population / commu- nity

larger than the bar spacing out of the gear, or on their behaviour, *e.g.* dorsal square mesh panels which let hake escape from *Nephrops* trawls thanks to their upward swimming behaviour. These kinds of selective devices are relevant to negative contact selectivity with respect to species. Other selective devices are designed to work before the individuals contact the gear, to make them avoid the fishing gear, *e.g.* acoustic devices to repel cetaceans (Gilman, 2011). The latter devices affect the available selectivity. Available selectivity primarily depends on the interaction between the behaviour of individuals in the area surrounding the gear and the way the gear is deployed. It can also be indirectly influenced by environmental factors affecting the swimming capacity of the fish, the gear motion and the detectability of the gear by the fish (Wardle, 1975, 1977; He, 1993; Table 1.2). Water turbidity, and mesh size and colour, for instance, influence the ability of fish to visually detect and avoid the gear (Millar and Fryer, 1999). In the case of towed gears, available selectivity is also affected by towing speed and duration as well as fish sustained and burst swimming capacity, and fish condition (Millar and Fryer, 1999).

By contrast with the species-specific factors, such as morphology and behaviour, and the environmental conditions during fishing operations, all factors related to the gear and the fishing tactic are modifiable to some degree, thus manageable (Table 1.2).

To understand fishing selectivity, thorough knowledge on fish behaviour and on how gears retain fish is required. For estimating the available selectivity, comparison between individuals that were available to the gear and those that avoided it is necessary. To achieve this, the first step is to assess the behaviour of fish in front of the gear. It is usually done through technologies ranging from simple camera systems to advanced acoustic systems, or a combination of both (Graham et al., 2004). For estimating the contact selectivity, comparison between the individuals that came in contact with the gear and those that escaped is necessary. Contact selectivity can be estimated for towed gears using comparative or direct experiments, either by hauling simultaneously or alternatively a test and a control cod-ends (the latter retains "all" fishes entering the cod-end), or by adding a small-mesh cover over the cod-end, which catches the individuals escaping through the meshes (Wileman et al., 1996; Millar and Fryer, 1999).

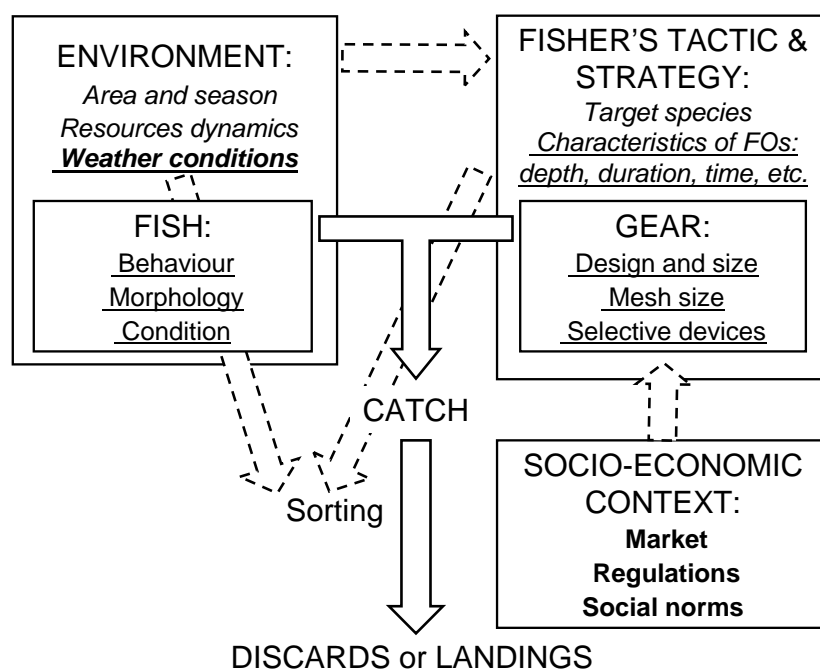


FIGURE 1.2 – Main factors affecting fishing selectivity (underlined), catch utilization (bold) and exploitation patterns (italicized). Links between factors are distinguished between direct links (full arrows) and influential links (dashed arrows). FO stands for fishing operation.

TABLE 1.2 – Main factors affecting the concepts discussed in this paper. Manageable factors are marked by an asterix.

Category	Community exploitation pattern	Population exploitation pattern	Available fishing selectivity	Contact fishing selectivity	Catch utilization
Environment of fishing operations	Area : habitat, seabed type, currents; Season : water temperature, thermocline depth, light level; Tides, sea state (affect presence of fish and fishery dynamics)	Thermocline depth (affects fish vertical distribution); Seabed type (affects gear motion and visibility); Sea state (affects gear motion)	Water temperature (affects swimming ability)	Species composition; Year class; Meteorological conditions (affect sorting behaviour of crew)	
Fisher's tactic *	Gear type; Target species; Fishing depth; Fishing time	Fishing depth (affects light level and gear motion); Fishing duration or soak time; Towing speed; Bait type and size		Crew size and experience; Sorting habits; Vessel characteristics (including hold capacity)	
Gear *	Combination of gears, and gear characteristics deployed in the area	Gear vertical and horizontal opening; Gear design	Mesh size and shape; Selective device; Cod-end and twine characteristics; Hauling procedure; Catch volume	Gear efficiency : catch volume and diversity (affects sorting behaviour of crew)	

TABLE 1.2 – (suite)

Category	Community exploitation pattern	Population exploitation pattern	Available fishing selectivity	Contact fishing selectivity	Catch utilization
Fish	Interactions between populations	Fish reproductive behaviour; Seasonal and diel migratory behaviour; Sex	Swimming capacity; Fish condition; Fish feeding and avoidance behaviour	Fish size : girth or length; Fish shape	Sex (if target is roe fish); Poisonous or dangerous species; Quality or deterioration
Socio-economic context and management *	Market and regulations affect : Target species; Fishing season and area; Gear characteristics; Fisher's strategy				Market : commercial outlet, demand, marketable size, fish quality; Regulations : protected species, quotas, minimum landing size, catch composition limitations, seasonal closures; Level of enforcement; Social norms

Mathematical models are often used to estimate the probability that a fish of a given length will be retained by the gear (Wileman et al., 1996). These estimates are displayed as selection curves (Fig. 1.3). In towed gears, but also traps and pots, contact selectivity is determined primarily by the size and shape of the mesh openings in the cod-end or the trap, with larger fish being more likely to be retained than small fish (Millar and Fryer, 1999). There is a size limit below which the individuals manage to escape because their girth is smaller than the mesh size; above it, individuals can no longer escape and are systematically retained by the gear (Fig. 1.3a). At intermediate sizes, individuals can either escape or be retained depending on fish behaviour and conditions of fishing operation. The most commonly used mathematical description of this gear selection curve is the logistic curve. For other gears such as gillnets and trammel nets, gear retention is restricted to intermediate sizes (Fig. 1.3b). Small individuals are not caught because they are small enough to pass through the meshes. Sufficiently large individuals are not caught because their girth prevent them from penetrating far enough into the mesh and becoming entangled in the net (Millar and Fryer, 1999). Consequently, the selection curve of nets is often assumed to be dome-shaped. A mathematical model could be a bell-shaped, *e.g.* Gaussian curve.

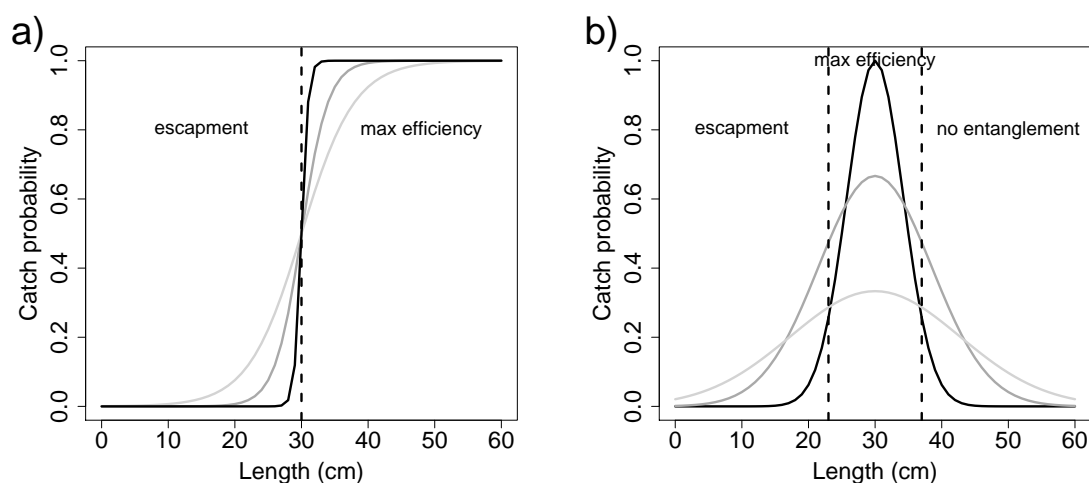


FIGURE 1.3 – Schematic selection curves for (a) gears which retention is maximum for the largest lengths, such as trawls and pots and (b) gears which retention is restricted to intermediate lengths, such as gillnets and trammel nets. Three levels of sharpness and width of fishing selectivity are displayed, with sharp/narrow selectivity (black), medium (dark grey), and smooth/wide selectivity (light grey).

The relatively small, operational scale, and the long experience in gear technology explain the good knowledge on fishing selectivity, especially for contact selectivity for which direct observations can be carried out. However, this knowledge is not equal among species and gears. For example, passive gear selectivity is less well known than trawl selectivity, and for most gears, there is no consensus on the most suitable shape of the selection curves. The knowledge on available selectivity is more limited, in particular for non-target species, because it relies on more complex and indirect methods.

1.2 Catch utilization

Catch utilization refers to the fate of the catch once onboard and proceeds from the sorting process. It can be kept and landed, or discarded at sea (Fig. 1.1). When the concern for bycatch widened to all species, both commercial and non-commercial, fishing selectivity, or the lack of it, was soon blamed for causing discards. However, even if closely linked to selectivity because discards are based on what was brought onboard, the way the catch is used once aboard depends on additional factors which are independent from the catch and retention processes of fish by the fishing gear. Also, catch utilization involves spatial and temporal scales larger than the fishing operation (Table 1.1). The catch utilization concept considers fishing in a utilitarian perspective and can be defined as retaining only what is wanted. Fishers, consumers, conservationists and the general public may have different views of what this actually means. "What is wanted by fishers" could be to optimise the species and length composition of the catch with respect to market demand and the fishing business efficiency. The lack of markets for many parts of the catch constitutes a major incentive to sort bycatch, and discard what does not match an established consumer demand. To reduce the work load of sorting the catch, fishers probably took early voluntary measures to limit bycatch, thereby improving fishing selectivity (Alverson et al., 1994). For the general public, what is wanted might be more related to the supply of food – including the supply of protein to ensure food security for a growing humanity (FAO et al., 2012) in an energy efficient manner (Garcia and Rosenberg, 2010).

Reducing discards is aimed at because discards are often considered a waste of natural resources (Armstrong et al., 1990; Harrington et al., 2005). Most individuals are dead when returned to sea (Revill, 2012), discards are thus considered as 'unnecessary' mortalities of non-commercial species or juveniles of commercial species that, if they had not been caught, would have grown and could have been a valuable catch the next year (Armstrong et al., 1990). However, if discards constitute a waste for human consumption, for an ecosystem utilization, they are not necessarily lost. First, even if survival of most species is believed to be low (Revill, 2012), some discarded individuals might be able to survive. Even if dead when returned to sea, discards were proven to benefit to species such as seabirds (Votier et al., 2013) and benthic communities (Ramsay et al., 1997; Groenewold and Fonds, 2000). Simulations of an ecosystem model suggest that completely eliminating discards by landing all individuals that are currently discarded could cause trophic cascades, resulting in biomass reduction of several food web components such as carnivore and scavenging benthos, birds and mammals (Heath et al., 2014). Avoiding the unwanted catch in the first place, by improving fishing selectivity, could benefit to the ecosystem under heavy exploitation, but less so under light exploitation (Heath et al., 2014). The utilization of discards by the marine ecosystem and their impact on food webs remain largely unknown, and require further research.

The factors influencing catch utilization are all factors that influence the decision of what to keep and what to discard (Fig. 1.2, Table 1.2). Economic incentives have been identified through interviews of fishers to be the main reason for discarding, especially for non-commercial species and species of low value (Arnason, 1994; Pascoe, 1997; Morandau et al., 2014). In many cases, regulations such as quotas and minimum landing

sizes can also be important reasons for discarding (Poos et al., 2010; Depestele et al., 2011). Some factors influence the body size of discards, such as minimum landing size regulations and marketable size, while others, among which protection status and quotas, influence the species discarded. These factors are not independent, *e.g.* economic incentives operate under constraint of regulations. Quotas, for example, are a strong constraint in the economic strategy implemented by fishers to optimize their landings (Leleu et al., 2014). In the Eastern Channel trawl fishery for instance, the smallest individuals of plaice can be discarded in important proportion in order to save quotas for larger individuals with higher commercial value (Leleu et al., 2014). Beside economic incentives and legal obligations, other factors influencing the sorting of the catch, such as time constraints and hold space limitations, can also generate a significant part of the discards (Macher, 2008). The volume and diversity of the catch, resulting from the composition of the community and gear efficiency under the conditions of the fishing operation, affect the duration and complexity of sorting (Fig. 1.2, Table 1.2). In pelagic trawls for example, if the catch is too diverse the entire haul is slipped, that is, released before being brought onboard. Sorting can also be more rigorous if there are constraints on the quality of the fish to land or if the catch includes species for which quality deteriorates fast (Macher, 2008). The sorting behaviour of the crew is dependent upon meteorological conditions, crew size and experience, and sorting habits (Eliassen et al., 2014). Local social norms, social preferences and opinions about discarding practises were also reported to significantly affect the sorting process (Eliassen et al., 2014). Catch utilization measures differ among viewpoints. From the fisher and consumer point of view, the landed fraction (landings divided by catches) is a suitable metric as it describes the adequacy between what was caught and what was profitable to fishers or/and satisfied some consumer demand. Indeed, part of the bycatch, *e.g.* of high-value species, even if they were not initially targeted, might be landed. The non-utilized components of the targets are individuals that do not meet legal requirements such as minimum landing sizes, or legal-sized individuals that are discarded because they are damaged, or in order to save quota for larger individuals of higher value, a practice known as high-grading. From the point of view of the general public, the discarded fraction measures to what extent the catch was not used, or usable, for human consumption. In any case, the larger the catch utilization by a fishing vessel, the less discards it generates.

Catch utilization metrics can be estimated based on onboard observer programmes, which provide species and size composition of catches, separated into landings and discards (Hall et al., 2000; Catchpole et al., 2011). Observer data also include information on the conditions of the trips and fishing operations, gear and targeted species, etc. (Wehrtmann and Nielsen-Muñoz, 2009; Dubé et al., 2012; Cornou et al., 2013). Many onboard observer programmes have been developed over the last one or two decades; they provide a valuable source of data to qualify and quantify discards and to improve the understanding of catch utilization.

1.3 Exploitation pattern

At the population level, the exploitation pattern is defined as the distribution of fishing mortality over the length or age composition of a fish population (ICES, 2014b). It is the cumulative result of the fishing selectivity of all gears deployed at the population scale – generally, a large spatio-temporal scale (Table 1.1). This takes account of how the different gear selectivities concur to determine which individuals are removed from the population, by further considering the availability of individuals to the different gears (Sampson, 2014; Fig. 1.1). By integrating fishing selectivity across the whole population, the focus shifts from the catch to the population production and dynamics (Sampson, 2014). The population perspective raises questions related to yields and sustainability, thereby also enlarging the time scale considered (Table 1.2). The development of the ecosystem approach to fisheries management implies that in addition to target populations, the whole community is considered. When scaling up to the community level, the *community exploitation pattern* combines population exploitation patterns from all species in a given area (Fig. 1.1). The change of organisation level entails a change of scale, towards longer time scales relevant to interspecific processes. Because the different populations which make up the community are likely to occupy different geographical ranges, at the community level the boundaries of the spatial area are somewhat arbitrary and need to be defined. Even sustainability is defined in a broader sense when shifting to the community level (Quinn and Collie, 2005).

Fishing a narrow exploitation pattern at the population scale by avoiding juveniles and/or spawners has long been promoted to maintain the abundance and sustainability of a stock (Armstrong et al, 1990). However, there are concerns that this could result in fishing-induced evolution such as earlier ages at maturity, faster growth rates (Conover, 2000; Law, 2007), or lower resilience to perturbations (Planque et al., 2010). At the community level, there is little knowledge on the consequences of any community exploitation pattern, and on how a sustainable harvest can be achieved. A narrow community exploitation pattern limited to wanted catches, is usually aimed at in order to limit collateral fishing mortality on other community components, which vulnerability is often unknown. However, only catching a restricted length range of a few target species might not be beneficial to the ecosystem (Zhou, 2008). The higher removal from the community of narrow size ranges, especially from the large sizes which are often of commercial interest, could have destabilizing effects on the ecosystem (Rochet and Benoît, 2011). The preferred extraction of some components such as predatory and/or large sized species could lead to temporal fluctuations in the length structure of marine communities and to changes in the trophic structure and functioning (Rochet et al., 2011; Rochet and Benoît, 2011; Garcia et al., 2012). A more balanced harvest, for example proportional to ecosystem production, has been suggested to be in better accordance with the ecosystem approach (Garcia et al., 2012). However, to date model predictions of the consequences of balanced harvesting are nuanced and empirical evidence remains scarce and weak (ICES, 2014a). Given the difficulty to implement balanced fishing in practice, the discussion should be primarily seen as an incentive to think of exploitation patterns at the community level and their likely consequences (ICES, 2014a).

All factors that modify fishing selectivity also affect the exploitation patterns and

are added to factors of population availability (Table 1.2). It is quite likely that fish presence on a fishing ground will not be independent between species and sizes because of behavioural phenomena such as schooling (Millar and Fryer, 1999). The local aggregations of fish that are available to the gears may have length distributions that differ from the entire population (Millar and Fryer, 1999). The spatio-temporal distribution of size and/or age groups in a population depends, among others, on environmental conditions including tide, currents and water temperature, and fish ecology, *e.g.* reproductive and migratory behaviour (Fig. 1.2). Fishing areas and seasons are key factors of exploitation patterns. In a given area at a given season, the targeted species determine the combination of fishing gears deployed, and the fishing fleets' strategies, *i.e.* the combinations of fisher's tactics over the year. Both population and community exploitation patterns are affected by these factors, but while it only concerns a given species for the population scale, the combination of species in a given area at a given season and their interactions have to be considered at the community level (Table 1.2). The factors related to natural population dynamics and communities cannot be managed. In contrast, fleet dynamics, especially fishing areas, seasons and gears are factors that can be managed.

Estimates of population exploitation pattern are provided by stock assessment models. They require an extensive knowledge of the spatio-temporal distribution of the population, spatio-temporal information of all catches and a good knowledge of gear selectivities. Such information is generally known for commercially important species that are analytically assessed (Harley and Myers, 2001), but not for non-target species (Jennings et al., 1999). Methods to estimate exploitation pattern on non-target species include length-cohort analysis and the swept-area method (Pope et al., 2000) and methods for Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE; Zhou et al., 2011). Population exploitation patterns have been scaled up to the community level in three ways : by trophic level (Bundy et al., 2005), functional group (Rochet et al., 2013) or by length or weight (Rochet and Benoit, 2011, Collie et al., 2013). Characterizing exploitation patterns requires to describe the distribution of fishing mortality across components (whatever they be). This might not be an easy task, since estimating mortality requires to measure what was extracted with respect to what was present in the area. However, every observation method provides a different picture of community components, *e.g.* survey trawls have different catchabilities for each species (Fraser et al., 2007). Therefore no observation method is likely to equally sample the whole community. Because the observations of marine communities vary according to numerous factors, including the observation method, the exact composition (in species, size, age, etc.) of marine communities remains unknown. So even if the catch composition can be integrated at the community level and its distribution across the various community components is accurately known, it proves difficult to standardize with respect to what it was extracted from (Fauconnet et al., unpublished data).

Conclusions

Two concepts complementary to fishing selectivity, catch utilization and exploitation pattern were discussed in this paper. Major differences include their spatio-temporal and

organisational scales (Table 1.1), the place in the fishing process (Fig. 1.2) and the factors influencing them (Table 1.2, Fig. 1.2). While exploitation patterns are mainly driven by natural and fleet dynamics, fishing selectivity relies on the fish - gear interaction; and catch utilization depends primarily on the market incentives and regulatory obligations. An important distinction is that fishing selectivity results in the catch, while catch utilization is conditional on the catch, and exploitation pattern determines yield and sustainability. Those focuses relate to management objectives and should be made explicit when they are put forward by fisheries management (STECF, 2013). Fishing selectivity is a central concept, at the intersection between exploitation pattern and catch utilization. Because it is restricted to the operational scale, it constitutes a convenient lever to act upon and manage exploitation patterns and catch utilization. In the end, improving selectivity might not be an objective in itself, but rather a mean to be used to reach other, broader objectives at more integrated levels.

Acknowledgements

Laurence Fauconnet received a PhD fellowship from the Région Pays de la Loire. Financial support was provided by the Direction des Pêches Maritime et de l’Aquaculture. The opinions expressed are those of the authors and do not necessarily reflect the views of the funding organizations. We thank Tom Catchpole for useful comments on a previous version of this manuscript.

References

- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Murawski, S.A., Pope, J.G. (1994) A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper No. 339, 233 pp.
- Armstrong, D.W., Ferro, R.S.T., MacLennan, D.N., Reeves, S.A. (1990) Gear selectivity and the conservation of fish. *Journal of Fish Biology* 37, 261–262.
- Arnason, R. (1994) On catch discarding in fisheries. *Marine Resource Economics* 9, 189–207.
- Bundy, A., Fanning, P., Zwanenburg, K. (2005) Balancing exploitation and conservation of the eastern Scotian Shelf ecosystem : application of a 4D ecosystem exploitation index. *ICES Journal of Marine Science* 62, 503–510.
- Catchpole, T.L., Enever, R., Maxwell, D.L., Armstrong, M.J., Reese, A., Revill, A.S. (2011) Constructing indices to detect temporal trends in discarding. *Fisheries Research* 107, 94–99.
- Catchpole, T.L., Frid, C.L.J., Gray, T.S. (2005) Discards in North Sea fisheries : causes, consequences and solutions. *Marine Policy* 29, 421–430.
- Collie, J., Rochet, M.-J., Bell, R. (2013) Rebuilding fish communities : the ghost of fisheries past and the virtue of patience. *Ecological Applications* 23, 374–391.
- Conover, D. O. (2000) Darwinian fishery science. *Marine Ecology Progress Series* 208,

303-307.

Cornou, A.-S., Diméet, J., Tétard, A., Gaudou, O., Dubé, B., Fauconnet, L., Rochet, M.-J., (2013) Observations à bord des navires de pêche professionnelle - Bilan de l'échantillonnage 2012. Rapport Ifremer, 368 pp. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00167/27787/25978.pdf> [In French.]

Depestele, J., Vandemaele, S., Vanhee, W., Polet, H., Torreele, E., Leirs, H., Vincx, M. (2011) Quantifying causes of discard variability : an indispensable assistance to discard estimation and a paramount need for policy measures. *ICES Journal of Marine Science* 68, 1719–1725.

Dubé, B., Diméet, 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. Rapport Ifremer RBE/STH/LTBH No. 2012-008, 298 pp. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00109/21976/19586.pdf> [In French.]

Dunn, D.C., Boustany, A.M., Halpin, P.N. (2011) Spatio-temporal management of fisheries to reduce by-catch and increase fishing selectivity. *Fish and Fisheries* 12, 110–119.

Eliassen, S.Q., Papadopoulou, K.-N., Vassilopoulou, V., 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(5), 1298-1307.

FAO, WFP, IFAD (2012) The State of Food Insecurity in the World 2012. Economic growth is necessary but not sufficient to accelerate reduction of hunger and malnutrition. FAO, Rome. 65 pp.

Fraser, H.M., Greenstreet, S.P., Piet, G.J. (2007) Taking account of catchability in groundfish survey trawls : implications for estimating demersal fish biomass. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1800–1819.

Garcia, S.M., Kolding, J., Rice, J., Rochet, M.-J., Zhou, S., Arimoto, T., Beyer, et al. (2012) Reconsidering the Consequences of Selective Fisheries. *Science* 335, 1045–1047.

Garcia, S.M. and Rosenberg, A.A. (2010) Food security and marine capture fisheries : characteristics, trends, drivers and future perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences* 365, 2869–2880.

Gilman, E.L. (2011) Bycatch governance and best practice mitigation technology in global tuna fisheries. *Marine Policy* 35, 590–609.

Graham, N., Jones, E., Reid, D. (2004) Review of technological advances for the study of fish behaviour in relation to demersal fishing trawls. *ICES Journal of Marine Science* 61, 1036–1043.

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.

Halliday, R.G. and Pinhorn, A.T. (2002) A review of the scientific and technical bases for policies on the capture of small fish in North Atlantic groundfish fisheries. *Fisheries Research* 57, 211-222.

Hall, M.A., Alverson, D.L., Metuzals, K.I. (2000) By-Catch : Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin* 41, 204–219.

Harley, S.J. and Myers, R.A. (2001) Hierarchical Bayesian models of length-specific catchability of research trawl surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1569–1584.

Harrington, J.M., Myers, R.A., Rosenberg, A.A. (2005) Wasted fishery resources : discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries* 6, 350–361.

He, P. (1993) Swimming speeds of marine fish in relation to fishing gears. *ICES Journal of Marine Science* 196, 183–189.

Heath, M.R., Cook, R.M., Cameron, A.I., Morris, D.J., Speirs, D.C. (2014) Cascading ecological effects of eliminating fishery discards. *Nature Communications* 5 :3893. doi :10.1038/ncomms4893.

ICES (2014a) Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). ICES CM 2014/ACOM :26, 174 pp.

ICES (2014b) Glossary. ICES Website. <http://www.ices.dk/pages/glossary.aspx> (accessed 6.13.14). Jennings, S., Greenstreet, S.P.R., Reynolds, J. (1999) Structural change in an exploited fish community : a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology* 68, 617–627.

Law, R. (2007) Fisheries-induced evolution : present status and future directions. *Marine Ecology Progress Series* 335, 271-277.

Leleu, K., Rochet, M.-J., Frangoudes, K., Ciolek, D. (2014) Document de restitution finale CarRejet : Caractérisation des Rejets en Mer. CNPMMEM, 82 pp. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00190/30133/28596.pdf> [In French.]

Macher, C. (2008) Productions jointes et mesures de gestion des pêcheries mixtes : application à la pêche chalutière langoustinière du golfe de Gascogne. PhD thesis, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 401 pages. [In French.]

Millar, R.B. and Fryer, R.J. (1999) Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 89–116.

Morandeau, G., Macher, C., Sanchez, F., Bru, N., Fauconnet, L., 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.

Pascoe, S. (1997) Bycatch management and the economics of discarding. *FAO Fisheries Technical Paper No. 370*, 137 pp. Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P., et al. (2004) Ecosystem-based fishery management. *Science* 305, 346–347.

Planque, B., Fromentin, J.M., Cury, P., Drinkwater, K.F., Jennings, S., Perry, R.I., Kifani, S. (2010) How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate? *Journal of Marine Systems* 79, 403–417.

Poos, J.J., Bogaards, J.A., Quirijns, F.J., Gillis, D.M., Rijnsdorp, A.D. (2010) Individual quotas, fishing effort allocation, and over-quota discarding in mixed fisheries. *ICES*

Journal of Marine Science 67, 323–333.

Pope, J., MacDonald, D.S., Daan, N., Reynolds, J., Jennings, S. (2000) Gauging the impact of fishing mortality on non-target species. ICES Journal of Marine Science 57, 689–696.

Quinn II, T. J., and Collie, J. S. (2005) Sustainability in single-species population models. Philosophical transactions of the Royal Society B : Biological Sciences 360, 147–162.

Ramsay, K., Kaiser, M.J., Moore, P.G., Hugues, R.N. (1997) Consumption of Fisheries Discards by Benthic Scavengers : Utilization of Energy Subsidies in Different Marine Habitats. Journal of Animal Ecology 66, 884–896.

Revell, A. (2012) Survival of discarded fish - A rapid review of studies on discard survival rates. European Commission, 18 pp. <http://nsrac.org/wp-content/uploads/2012/08/EU-discard-survival-short-study-version-001.pdf>

Rochet, M.-J. and Benoit, E. (2011) Fishing destabilizes the biomass flow in the marine size spectrum. Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences 279, 284–292.

Rochet, M.-J., Collie, J.S., Jennings, S., Hall, S.J. (2011) Does selective fishing conserve community biodiversity? Predictions from a length-based multispecies model. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68, 469–486.

Rochet, M. J., Collie, J. S., Trenkel, V. M. (2013) How do fishing and environmental effects propagate among and within functional groups? Bulletin of Marine Science 89, 285–315.

Saila, S.B. (1983) Importance and assessment of discards in commercial fisheries. FAO Fisheries Circular No. 765, 62 pp.

Sampson, D.B. (2014) Fishery selection and its relevance to stock assessment and fishery management. Fisheries Research 158, 5–14.

STECF (2013) Different Principles for defining selectivity under the future TM regulation (STECF-13-04). JRC Scientific and policy reports No. 81584, 38 pp.

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 64, 751–756.

Votier, S.C., Bicknell, A., Cox, S.L., Scales, K.L., Patrick, S.C. (2013) A Bird's Eye View of Discard Reforms : Bird-Borne Cameras Reveal Seabird/Fishery Interactions. PLoS ONE 8, e57376. doi :10.1371/journal.pone.0057376.

Wardle, C.S. (1975) Limit of fish swimming speed. Nature 255, 725–727.

Wardle, C.S. (1977) Effects of size on the swimming speeds of fish. In : Scale Effects in Animal Locomotion. Academic Press, New York, pp. 295–313.

Wehrtmann, I.S. and Nielsen-Muñoz, V. (2009) The deep water fishery along the Pacific coast of Costa Rica, Central America. Latin American Journal of Aquatic Research 37, 543–554.

Wileman, D.A., Ferro, R.S.T., Fonteyne, R., Millar, R.B. (1996) Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gears. ICES Cooperative Research Report

No. 215, 132 pp.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T.A., Collie, J.S., Costello, C., Fogarty, M.J., et al. (2009) Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325, 578–585.

Zhou, S. (2008) Fishery by-catch and discards : a positive perspective from ecosystem-based fishery management. *Fish and Fisheries* 9, 308–315.

Zhou, S., Smith, A.D.M., Fuller, M. (2011) Quantitative ecological risk assessment for fishing effects on diverse non-target species in a multi-sector and multi-gear fishery. *Fisheries Research* 112, 168–178.

Chapitre 2

Cas d'étude et données

2.1 Introduction

Les études qui ont examiné la question de la pêche sélective / pêche équilibrée ont, pour beaucoup, utilisé des approches par modélisation (Garcia et al., 2011). Comme tout travail de modélisation, ces études reposent sur une simplification plus ou moins poussée de l'écosystème (systèmes pêche et environnement) et sur des hypothèses plus ou moins fortes sur les composantes clé de l'écosystème et les processus prédominants. Des modèles structurés en taille (Rochet and Benoit, 2011; Collie et al., 2013), en niveau trophique (Bundy et al., 2005) ou en groupes fonctionnels (Rochet et al., 2013) ont par exemple été proposés. Cependant, les études empiriques de ces questions restent rares, et leurs résultats sont plus mitigés (ICES, 2014; Bundy et al., 2005). Dans une étude empirique, les réponses des communautés résultent à la fois des effets de la pêche et de l'environnement. Ces deux types d'effets se confondent et sont difficiles à départager (Planque et al., 2010; Rochet et al., 2013). Cependant, la comparaison des réponses empiriques des communautés aux prédictions de modèles nous apparaît constituer une étape nécessaire dans la réflexion sur le type d'exploitation à mettre en œuvre dans une approche écosystémique. Les deux approches sont complémentaires (Rombouts et al., 2013). Une approche empirique est adoptée dans ce travail de thèse. Ce type d'approche est possible grâce à un important effort qui est consacré à la collecte de données sur les activités de pêche et les ressources halieutiques en Europe dans le cadre de la Data Collection Framework (DCF ; European Union, 2008).

L'objectif de ce chapitre est de présenter les cas d'étude et données utilisés afin de caractériser les captures selon les perspectives écologique et d'exploitation.

Pour ce travail de thèse, deux cas d'étude ont été choisis. Se plaçant à des échelles différentes, ils permettent de mettre en évidence les motifs plus généraux des caractéristiques spécifiques aux cas d'étude. Le fait de se placer à différentes échelles permet en outre de répondre à des questions différentes, selon la quantité de données disponibles. La première partie de ce chapitre présente les deux cas d'étude. Le cas d'étude Sud Gascogne permet de comparer les captures entre deux sites à l'échelle locale (i.e. inférieure au rectangle

CIEM soit 1° de longitude \times $30'$ de latitude). Le cas d'étude Manche se place quant à lui à l'échelle régionale (i.e. regroupement de plusieurs rectangles statistiques CIEM) et permet de comparer les captures issues de deux pays : la France et l'Angleterre, et de les combiner pour estimer les captures totales sur la zone.

Dans une seconde partie, les données du programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle (ObsMer) qui ont été utilisées pour caractériser les captures dans une perspective écologique sur les communautés marines et dans une perspective d'exploitation du point de vue des pêcheurs sont présentées. Cette seconde partie présente également l'approche adoptée dans ce travail et la préparation des données nécessaire à sa mise en œuvre.

Pour le cas d'étude Manche, la caractérisation des captures totales nécessite de combiner les données issues des programmes d'observation à bord des navires de pêche professionnelle anglais et français. Aussi une comparaison des deux programmes est réalisée afin d'étudier le potentiel de combinaison de ces deux jeux de données et les conditions pour y procéder. La troisième partie de ce chapitre présente cette comparaison et les conclusions pour la combinaison des deux jeux de données.

Les données collectées dans le cadre des programmes d'observation à la mer renseignent sur les captures. La comparaison de la composition des captures avec la composition de la communauté permettrait de caractériser les pressions de la pêche sur les communautés. Les campagnes scientifiques halieutiques fournissent des informations standardisées sur les communautés marines (Cotter et al., 2009). La comparaison des données ObsMer avec les données issues des campagnes scientifiques permet d'évaluer le potentiel d'utilisation combinée de ces deux sources de données pour caractériser les pressions de la pêche sur les communautés marines. Cette comparaison est présentée dans la quatrième partie de ce chapitre.

2.2 Cas d'étude

Deux cas d'étude ont été choisis pour caractériser de manière empirique les captures par rapport aux communautés et du point de vue des pêcheurs. **L'objectif de cette partie est de présenter ces cas d'étude, pourquoi ils ont été choisis et les questions auxquelles ils vont permettre de répondre.**

2.2.1 Échelle locale : cas d'étude Sud Gascogne

Le cas d'étude choisi à l'échelle locale concerne deux sites côtiers (jusqu'à la limite des 12 milles nautiques, mn) dans le Sud Gascogne. Ces deux sites présentent l'intérêt d'être structurellement et écologiquement proches, mais exploités par des types d'engins différents. Des détails sur l'écologie et les pêcheries qui sont déployées sur ces sites sont fournis dans le chapitre 3 section 3.2.

Le site Sud, la bande côtière du rectangle CIEM 16E8, est principalement exploité par des engins passifs en raison d'une interdiction de chalutage dans la zone des 3 mn

et une partie de la zone des 3-6 nm (figure 2.1). La même interdiction devrait être en vigueur dans le site Nord, la bande côtière du rectangle CIEM 19E8, mais des dérogations limitent l'application de l'interdiction de chalutage dans la zone des 3 nm. Ce site est par conséquent exploité à la fois par des engins actifs et passifs.

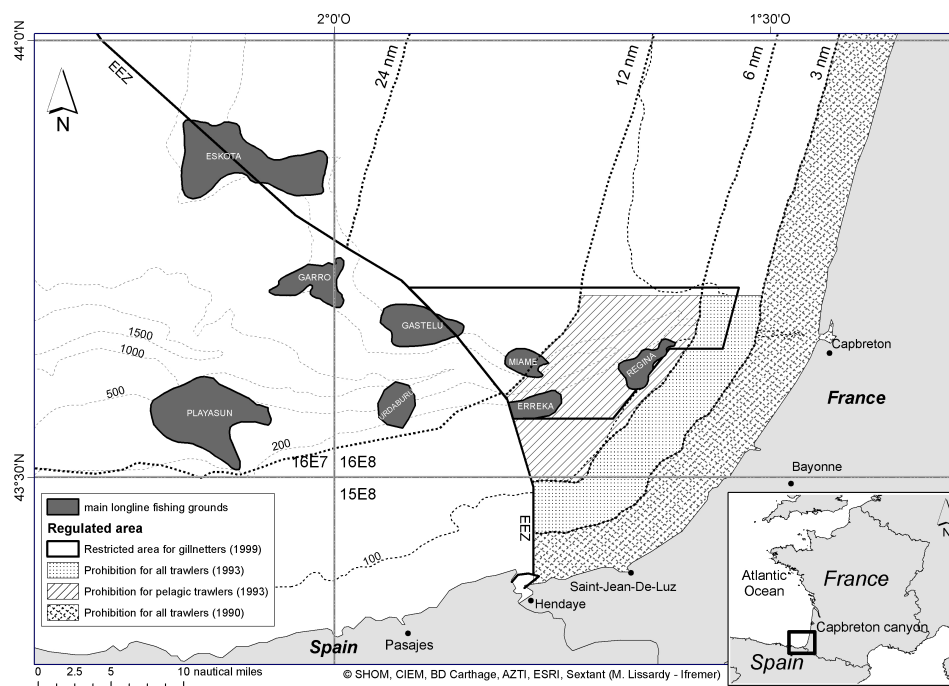


FIGURE 2.1 – Règlementation en vigueur dans le Sud du golfe de Gascogne, notamment dans le site Sud (bande côtière du rectangle CIEM 16E8) du cas d'étude Sud Gascogne.

Le cas d'étude Sud Gascogne permet de comparer les captures de plusieurs types d'engins actifs et passifs entre les deux sites. Les engins actifs étant souvent considérés comme moins sélectifs que les engins passifs, ce cas d'étude est adapté pour caractériser les captures par type d'engin, à la fois par rapport aux communautés marines (chapitre 3) et en terme d'utilisation de la capture (chapitre 4), et les comparer entre les différents engins et les deux sites. Certains engins étant déployés sur les deux sites, la comparaison des captures de ces engins entre les deux sites permet de distinguer les différences dues au site, de celles dues à l'engin. De plus, le contraste d'exploitation qui existe entre les deux sites de ce cas d'étude se prête bien à l'étude comparative des états de ces communautés et populations qui subissent des pressions contrastées (chapitre 3).

L'échelle géographique considérée étant restreinte, la quantité d'opérations de pêche échantillonnées disponible l'est également. Les données ne peuvent être utilisées avec une précision fine afin de conserver un nombre d'échantillons suffisant dans chaque 'strate' et maximiser les chances qu'ils soient représentatifs. Ainsi, les variations temporelles ne peuvent pas être prises en compte pour ce cas d'étude et l'analyse doit être menée sur l'ensemble de la série temporelle disponible.

2.2.2 Échelle régionale : cas d'étude Manche

Le cas d'étude régional choisi concerne la Manche, regroupant la Manche occidentale (division CIEM VIIe) et la Manche orientale (division CIEM VIIId; figure 2.2).

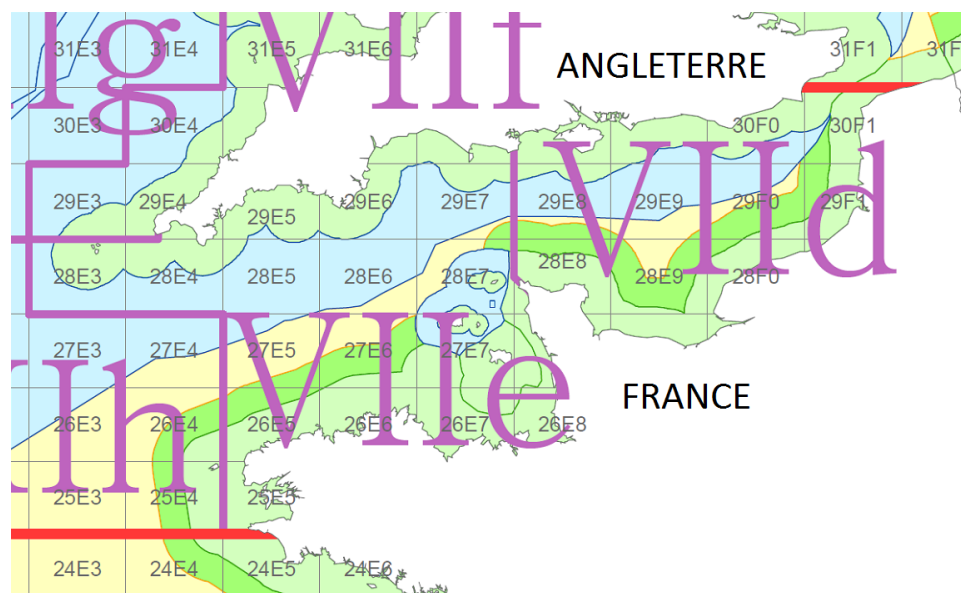


FIGURE 2.2 – Carte des rectangles CIEM de la Manche, regroupant la Manche occidentale (division CIEM VIIe) et la Manche orientale (division CIEM VIIId).

Ce bras de mer étroit séparant la France et l'Angleterre est très riche d'un point de vue écologique (Carpentier et al., 2009). C'est également une zone qui subit de nombreuses pressions de diverses natures : un trafic maritime intense, une exploitation intense par la pêche, des sites d'extraction de sables et graviers, le développement de parcs éoliens marins, l'installation de câbles sous-marins, la pollution, etc. (Carpentier et al., 2009).

Les pêcheries sont diversifiées en Manche, avec le déploiement de pêcheries démersales utilisant chaluts à perche et chaluts de fond, dragues, sennes danoises, filets et casiers, et de pêcheries pélagiques utilisant chaluts pélagiques et sennes tournantes (Carpentier et al., 2009). Les pêcheries qui sont déployées en Manche sont présentées plus en détail dans le chapitre 3 section 3.4.3.4.

La Manche a été choisie comme cas d'étude car elle présente l'intérêt d'être exploitée à la fois par les pêcheurs français et anglais. Les pêcheurs des deux pays déploient une grande diversité d'engins de pêche actifs et passifs, dont beaucoup sont communs entre les deux pays. Le cas d'étude Manche permet de comparer l'utilisation des captures issues de deux pays (chapitre 4). De plus, l'échelle régionale permet de disposer d'un nombre plus important de données, rendant possible l'extrapolation des captures à l'ensemble des flottes anglaises et françaises opérant sur la zone, et l'étude des variations spatiales et temporelles des captures totales (chapitre 3).

2.3 Présentation du programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle

Une caractérisation détaillée des captures requiert des données sur des séries temporelles suffisamment longues, et en quantité suffisante pour être représentatives afin de s'affranchir des spécificités temporelles, géographiques ou techniques. Les programmes d'observation à bord des navires de pêche professionnelle communautaires ont débuté en 2003 sous la Data Collection Regulation (DCR). En 2009, les programmes ont pris de l'ampleur avec la mise en œuvre de la Data Collection Framework (DCF ; European Union, 2008). Cette amplification se traduit à la fois par une augmentation du nombre de marées échantillonnées, et par une augmentation de la diversité d'engins de pêche échantillonnés (figure 2.3). Elle permet de disposer désormais d'un nombre d'échantillons conséquent pour une grande diversité d'engins.

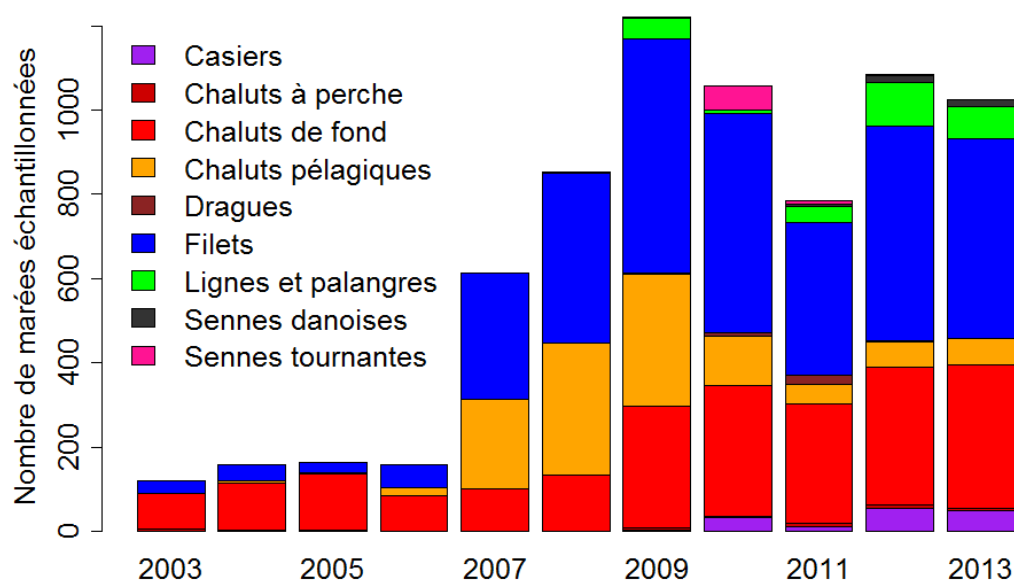


FIGURE 2.3 – Nombre de marées échantillonnées annuellement par le programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle.

Ces programmes d'observation ont été établis dans le but d'estimer les quantités rejetées. Ils permettent de disposer d'informations détaillées sur les activités et les stratégies de pêche, ainsi que sur la composition et le tri des captures. Les données de ces programmes ont donc été utilisées dans ce travail pour caractériser les captures.

L'objectif de cette partie est de présenter ces données et les programmes dont elles sont issues.

2.3.1 Plan d'échantillonnage

La stratification du plan d'échantillonnage des observations à bord des navires de pêche professionnelle est définie par trimestre, zone de pêche CIEM (i.e. regroupements de divisions CIEM) et métier ou groupe de métiers niveau 5 DCF (i.e. type d'engin - groupe d'espèce-cible). La DCF impose que, parmi les métiers contribuant à 90% des débarquements en valeur, 90% des débarquements en poids et 90% de l'effort de pêche en nombre de jours de mer, ceux qui rejettent plus de 10% de leurs captures totales fassent l'objet d'observations embarquées (European Union, 2008).

Le plan d'échantillonnage définit la distribution temporelle de l'effort d'échantillonnage par métier ou groupe de métiers de façon proportionnelle à l'activité des navires de l'année précédente. La distribution spatiale est, quant à elle, donnée par zone de pêche CIEM ; le détail de la distribution par port est laissé à la charge des sociétés sous-traitantes en charge de l'observation.

2.3.2 Unités d'échantillonnage

Pour chaque ligne du plan d'échantillonnage, une liste de navires correspondant aux critères de la strate est renseignée. Le navire, et à travers lui la marée, est la première unité d'échantillonnage. La sélection des navires à échantillonner pour une strate donnée est faite de façon aléatoire, au moins en théorie. Dans la pratique, plusieurs contraintes, notamment météorologiques, administratives, de capacité de navire, etc., peuvent limiter les embarquements. En outre, le programme reposant sur le volontariat des professionnels, certains embarquements ne sont pas possibles en raison de refus des professionnels vis-à-vis du programme. De plus, même si des contraintes pour ne pas embarquer trop souvent sur le même navire sont imposées aux observateurs, aucun protocole ne leur est fourni pour le tirage aléatoire des navires. Il est donc raisonnable de penser que ceux-ci embarquent plus fréquemment avec les patrons et sur les navires qu'ils connaissent le mieux.

Une fois à bord, les observateurs échantillonnent aléatoirement une partie des opérations de pêche (OP), l'OP est donc la seconde unité d'échantillonnage. Entre 1/3 et 1/2 des OPs sont échantillonnées pour des marées où seul un observateur embarque, entre 1/2 et 2/3 des OPs pour deux observateurs.

2.3.3 Protocole de collecte des données

Le processus d'échantillonnage des captures et les données collectées sont présentés dans la figure 2.4.

Le protocole de collecte des données d'observations à bord des navires professionnels requiert que seule une partie des OPs soit échantillonnée. Pour les OPs non échantillonnées, seule la partie retenue est renseignée par espèce en poids et nombre. Pour les OPs échantillonnées, l'ensemble de la capture, distinguée en partie retenue (débarquements) et partie non retenue (rejets) est renseignée. L'ensemble des espèces, tous poissons et invertébrés commerciaux, est identifié à l'espèce - autant que possible. Chaque espèce est ensuite, par catégorie (débarquements ou rejets), pesée, dénombrée et mesurée. Un

sous-échantillon, qui se doit d'être représentatif de la catégorie, peut-être pris pour les mesures si le nombre d'individus dans la catégorie est trop important.

2.3.4 Données collectées

Les informations collectées à bord des navires de pêche professionnelle incluent :

- Observations des conditions de la marée :
 - Dates et durée de la marée
 - Port d'attache
 - Caractéristiques du navire dont puissance et longueur hors-tout
- Observations des conditions et caractéristiques de l'opération de pêche, de la stratégie du pêcheur :
 - Zone de pêche
 - Date et heure de l'opération de pêche
 - Engin de pêche et caractéristiques techniques (inclus maillage et dispositifs sélectifs)
 - Espèce ciblée (déclarée avant l'opération de pêche par le patron-pêcheur)
 - Durée et profondeur des opérations de pêche
- Échantillonnage de la capture totale, différenciée en partie retenue (débarquements) et partie non retenue (rejets) :
 - Composition en espèces : nombre et poids, de toutes les espèces de poissons et d'invertébrés commerciaux
 - Composition en tailles
 - Sexe des individus (pour certaines espèces)

2.3.5 Des données adaptées à une approche par métrique

La caractérisation des captures menée dans ce travail de thèse a pour but d'informer sur les captures de manière détaillée. Cette caractérisation contribue à une meilleure connaissance des pressions sur les communautés marines nécessaire à la mise en œuvre de la gestion écosystémique des pêches. Nous nous plaçons donc dans le cadre des *métriques* qui, selon la terminologie proposée par Rochet and Trenkel (2009), visent à résumer un processus ou un motif d'intérêt dans un écosystème exploité et constituent des outils de contrôle utilisés pour fournir des conseils à base scientifique aux organismes de gestion. Les métriques se différencient des *indicateurs* qui sont des outils permettant le suivi de la mise en œuvre de l'AEP en informant sur le résultat de la gestion par rapport aux objectifs fixés, et des *indices* qui sont quant à eux, des outils dédiés à la communication avec une large audience (Rochet and Trenkel, 2009). Les critères auxquels doivent répondre chacun de ces outils sont résumés dans la figure 2.5.

Les données d'observation à la mer sont collectées depuis 2003, permettant de disposer d'une série temporelle de dix ans. Elles contiennent en outre des mesures précises des quantités, volumes et tailles capturés par espèce et catégorie commerciale, permettant donc de développer des métriques à moindre coût (puisque les données ont déjà été collectées, même si elles l'ont été avec un objectif différent) et avec une forte base théorique. Ce travail de thèse adopte ainsi une approche par métrique.

Processus général des observations à bord des navires de pêche

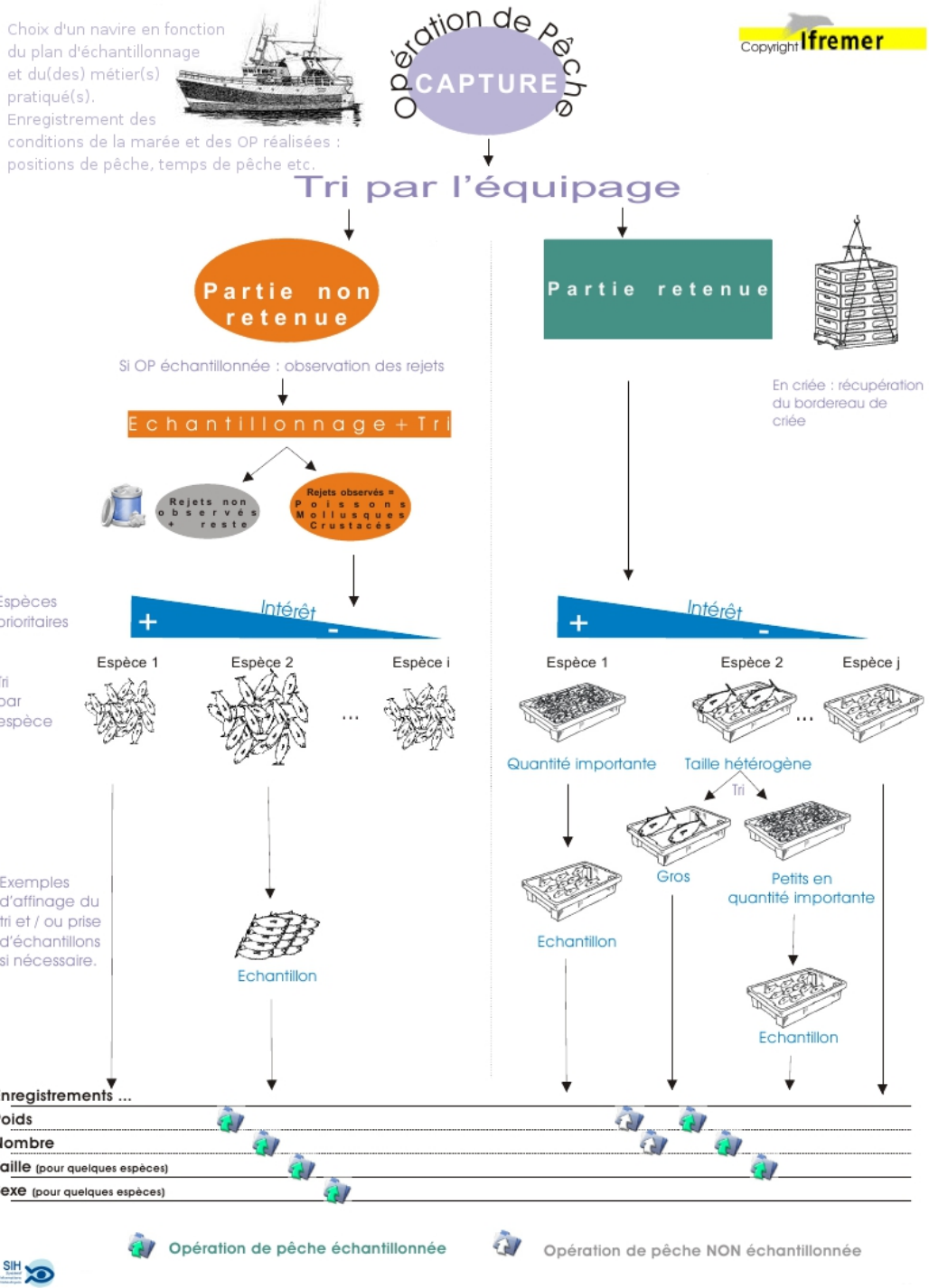


FIGURE 2.4 – Processus d'échantillonnage des captures par le programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle.

Criterion	Metrics	Indices	Indicators
Concreteness		i	
Theoretical basis	i + s	i	
Public awareness		i	
Cost	s	s	s
Accurate measurement	i		
Availability of historic data	i		
Sensitivity to fishing impacts			i
Responsiveness to management actions			i
Specificity to fishing impacts			i

FIGURE 2.5 – Critères pertinents pour évaluer indicateurs, indices et métriques (i = critère à considérer pour chaque variable; s = critère pertinent pour une série de variables; Source : Rochet and Trenkel, 2009).

Dans la perspective écologique adoptée dans le chapitre 3, des métriques en espèces, en tailles, en groupes fonctionnels et en intensité sont utilisées pour décrire les caractéristiques des captures par rapport aux communautés marines dans ses différentes dimensions.

Dans la perspective exploitation adoptée dans le chapitre 4, des métriques de sélectivité et d'utilisation de la capture sont utilisées pour décrire les caractéristiques des captures par rapport à la stratégie des pêcheurs.

2.3.6 Préparation des données

Pour pouvoir caractériser de manière détaillée les captures par rapport aux communautés marines, les données utilisées doivent être **exhaustives**. Cette exhaustivité inclut à la fois l'exhaustivité en termes de catégories (parties rejetée et débarquée), en termes d'espèces (toutes les espèces de poissons et d'invertébrés commerciaux), et en termes de mensurations (que l'ensemble des espèces capturées soient mesurées). Dans la pratique, l'échantillonnage peut être compliqué, entre autres, par des conditions météorologiques difficiles ou des captures volumineuses et diversifiées. Aussi, ce critère d'exhaustivité n'est pas systématiquement respecté. Seules les opérations de pêche exhaustives ont été conservées pour ce travail.

Pour une caractérisation détaillée des captures en espèces, un travail **d'uniformisation du niveau d'identification des espèces** est nécessaire. Une précision à l'espèce est demandée par le protocole mais seulement si l'identification est considérée sûre. Dans la pratique, de nombreux taxa sont difficiles à identifier à l'espèce. Ce qui peut être aussi le cas d'individus endommagés. Ainsi, dans la pratique, plusieurs taxa sont identifiés au genre ou à la famille, voire à l'ordre. Pour ne pas biaiser la caractérisation de la composition des captures en espèces, un niveau d'identification uniforme est obligatoire au sein de

l'ensemble du jeu de données (Magurran and McGill, 2011). Aussi, plusieurs espèces ont dues être regroupées dans un taxon supérieur. Certaines identifications trop imprécises qui auraient obligé à regrouper un nombre élevé de genres voire de familles ont été supprimées et les opérations de pêche correspondantes considérées de fait non-exhaustives.

Les types de mensurations (e.g. longueur totale, longueur céphalothoracique, etc.) demandées pour chaque type d'espèce sont uniformisées par le protocole. La plupart des espèces sont mesurées en longueur totale. Cependant, des types de mensurations différents sont demandés pour certaines espèces. Par exemple, les mesures de langoustines et de homards doivent être prises en longueur céphalothoracique. Les mesures correspondantes doivent donc être converties en longueur totale pour pouvoir caractériser de façon homogène la composition en taille des captures de toutes les espèces confondues.

2.4 Comparaison avec le programme d'observation anglais

Pour le cas d'étude Manche, la caractérisation des captures totales par les pêcheries des deux pays déployées sur la zone nécessite de combiner les données issues des programmes d'observation à bord des navires de pêche professionnelle anglais et français. **L'objectif de cette partie est d'étudier les différences et similarités entre les deux programmes afin de mettre en évidence comment les deux sources de données peuvent être combinées pour procéder à la caractérisation des captures totales.**

Cette comparaison sera menée selon les catégories présentées dans la figure 2.6.

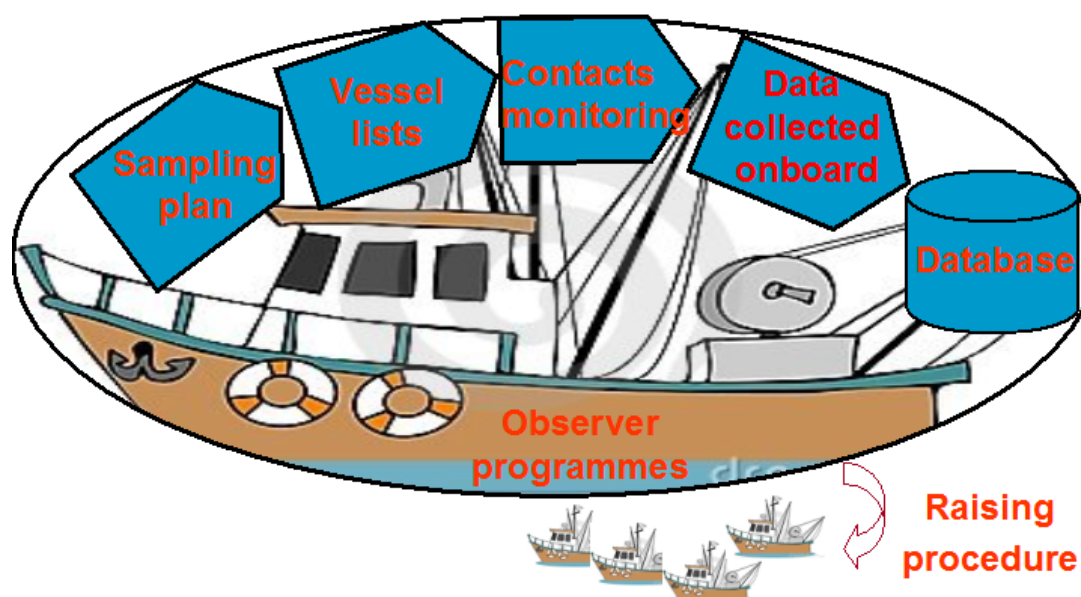


FIGURE 2.6 – Cadre général présentant les différentes étapes dans la mise en œuvre des programmes d'observation à bord des navires de pêche professionnelle.

Les programmes sont d'abord comparés sur la forme en détaillant la **gestion des programmes et des observateurs** employés dans chaque programme (tableau 2.1). Les **plans d'échantillonnage** mis en place pour l'observation sont ensuite comparés (tableau 2.2). A partir des plans d'échantillonnage, des **listes de navires** correspondant à chaque ligne du plan sont mises à disposition des observateurs pour les aider à identifier les navires adéquats (tableau 2.3). Une procédure de **suivi des contacts** des observateurs avec les pêcheurs professionnels est mise en place par les programmes (tableau 2.4). Une fois que l'observateur a trouvé un navire qui accepte de l'embarquer, l'embarquement a lieu. La liste des **données collectées** à bord dans chaque programme est présentée dans le tableau 2.5. Une fois la marée achevée, les données doivent être saisies dans la base de données de chaque programme. Les **procédures de saisie des données** et les **bases de données** sont comparées dans le tableau 2.6. Les données sont ensuite utilisées pour diverses études. Notre étude visant à caractériser les captures totales pour prendre en compte l'activité de l'ensemble des flottilles françaises et anglaises déployées en Manche, les données d'observation doivent être élevées. Les **procédures d'élévation** les plus couramment mises en œuvre dans les deux programmes sont détaillées dans le tableau 2.7, et les données d'élévation disponibles qui ont été utilisées pour procéder à l'élévation des captures sont présentées.

2.4.1 Programmes et observateurs

L'une des principales différences entre la **gestion des programmes et observateurs** des deux pays vient du fait que les *observateurs* anglais font partie du personnel de l'institut de recherche en charge du programme d'observation, tandis que les observateurs français sont en grande majorité employés de sociétés de sous-traitance (table 2.1). Il en résulte un *taux de renouvellement* des observateurs plus élevé en France qu'en Angleterre. La *formation des observateurs* est plus longue pour le programme anglais avec une durée de six semaines minimum, alors que la formation en France ne dure que deux semaines. De plus, en Angleterre les premières marées sont réalisées à deux observateurs et des *marées de contrôle* sont réalisées régulièrement, ce qui n'est pas le cas en France.

2.4.2 Plans d'échantillonnage

L'une des principales différences entre les **plans d'échantillonnage** des deux programmes concerne la *stratification technique* : stratifié par groupes de type d'engin et taille de navires pour les anglais, le plan d'échantillonnage est stratifié par groupes de métiers niveau 5 DCF (table 2.2). La *répartition de l'effort d'observation* en nombre de marées pour chaque strate diffère également entre les deux programmes. Tandis que le programme anglais se base sur un nombre total de jours de mer d'observation qui est converti en nombre de marées puis distribué par strate, le programme français calcule le nombre de marées à observer par strate en faisant un compromis entre la précision exigée par la DCF (objectif d'atteindre un CV de 20% pour les estimations de quantités rejetées, European Union, 2008), les contraintes d'observation imposées par d'autres réglementations en vigueur (ex : thons, espèces profondes, etc.) et les ressources financières disponibles.

TABLE 2.1 – Comparaison de la **gestion des programmes et observateurs** dans les programmes d'observation à la mer anglais et français

Field	English observer programme	French observer programme
Type of contract	staff of research institute (part time observer) + occasionally contractors (full time)	mainly contractors (full time) + staff of research institute (part time observer)
Staff turnover	2 per year	~ 20 per year
Number	12 [8;14] staff + 4 contractors	40 [20; 60] contractors + ~ 15 staff
Sea safety training	1-2 weeks every 5 years	3 days (1 of theory, 2 of practice)
Protocol training	2-3 weeks of 'hands on' training + 2-3 weeks of 'supervised' observations (mentoring if only 1 new observer)	1.5 days of theory + 1h30 of practice + 1st trip with experienced observer
Species identification training	included in protocol training	5 days (fishes + marine mammals or cephalopods)
Database training	mentoring, no structured course	1.5 days on Allegro software
Number of observers to embark	1st 4-5 trips : 2 (to cover all gear types) - after : 1	1st trip + occasional trips : 2, mainly 1 (contractors) - 2 (staff)
At-sea controls of observer	regular quality control trips	none

2.4.3 Listes de navires

Les **listes de navires** élaborées par les programmes anglais et français diffèrent dans leur *stratification* (table 2.3). Le programme anglais génère une liste de navire par trimestre, tandis que la liste est annuelle pour le programme français. La *répartition des navires* dans les listes diffèrent également. Alors qu'un navire ne peut appartenir qu'à une seule liste dans le programme anglais, il peut faire partie de plusieurs listes dans le programme français en raison de la stratification par métier.

2.4.4 Suivi des contacts

L'une des principales différences entre les deux programmes en terme de **suivi des contacts** réside dans la *sélection des navires*. Aléatoire selon une procédure 'stricte' mise en place dans le programme anglais, elle est opportuniste dans le programme français, même s'il est fortement recommandé qu'elle soit le plus aléatoire possible (table 2.4). Tandis que les pêcheurs anglais sont *financièrement indemnisés* pour embarquer un observateur, les pêcheurs français ne le sont pas. Par contre, les données récoltées dans

TABLE 2.2 – Comparaison des **plans d'échantillonnage** des programmes d'observation à la mer anglais et français

Field	English observer programme	French observer programme
Drivers / Regulations	DCF + stock assessment ICES + national requirements (derogations lines, pots and mollusc dredgers)	DCF + stock assessment ICES + cetaceans (CE 812/2004) + tunas + deep-sea species + other requirements (marine parks, temporary studies, requests from fishers)
Technical strata	groups of gear type and vessel size	groups of metiers level 5 DCF
Spatial strata	fishing grounds + port list in the North Sea	fishing grounds
Temporal strata	quarter	quarter
Observer effort allocation / target	given number of days at sea, converted to number of trips, distributed proportionally to discard weight (predominant driver), landings weight and fishing effort in days at sea	number of trips set as a compromise between the 20% precision criteria met for most species, the other regulatory constraints and ressources constraints
Minimum target	3 trips per gear type, district and quarter	2 trips per metier, fishing ground and quarter
History of technical stratification	2002-2008 : gear types without then with groups of vsl lengths (between 6 and 11); 2009-2011 : metiers level 5 or 6 DCF (9 groups); 2012-2013 : groups of gear type + vessel length	2003-2008 : gear types with distinction inshore/offshore (between 9 and 13); 2009-2013 : groups of metiers level 5
History of spatial stratification	2002-2008 : districts; 2009-2011 : fishing grounds; 2012-2013 : districts	none

TABLE 2.3 – Comparaison des **listes de navires** mises à disposition des observateurs dans les programmes d'observation à la mer anglais et français

Field	English observer programme	French observer programme
Stratification of vessel list	1 list per gear type, district and quarter	1 per group of metier, fishing ground and year
Vessel allocation	1 vessel per strata, based on predominant activity in no of trips	1 vessel can be in several strata
Datasources used to draw up the list	official landings statistics + list of active vessels	calendar of activity + list of active vessels
Year of reference	y-1 (stat) + y (active vessels)	y-1 (calendar) + y (active vessels)
Frequency of updates	every quarter	frequent updates of vessel lists based on observers' requests

le cadre du programme anglais peuvent potentiellement être utilisées pour du *contrôle*. Ce n'est pas le cas concernant le programme français. Les *retours aux pêcheurs* après la marée ne sont fait que sur demande dans le programme anglais, alors qu'un retour systématique est fait après chaque marée dans le programme français. Des retours aux professionnels sont également fait dans le programme français chaque trimestre via une réunion avec les représentants des pêcheurs et chaque année avec la rédaction d'un document de restitution des résultats du programme (Cornou et al., 2013; Dubé et al., 2012).

TABLE 2.4 – Comparaison du **suivi des contacts** des observateurs avec les pêcheurs professionnels mis en place dans les programmes d'observation à la mer anglais et français

Field	English observer programme	French observer programme
Random / opportunistic	random (more randomly used for the last 2 years)	opportunistic
Datasources used for contact protocol	observer data for contact protocols + health and safety	contractor company's own list of contacts
Participation of fishers	regulatory but no enforcement	regulatory but no enforcement
Financial indemnification of fishers	yes, daily fee - given amount for long trips	no
Can data be used for enforcement?	yes if requested by enforcement agency	no
Responses	6 possible = NO observer safety; NO skipper never; NO skipper not now; Failure in contacting; YES; Asked to sample	6 possible = NO skipper never (+reason of refusal); NO skipper not now (+reason of refusal); Cancelation; Contacted; Planned; YES done
Tool to follow contacts and sampling plan achievement	drawlist available on shared network	online tool (WAO) customised for/by each contractant society
Feedback to fishers after trip	on skipper request, format = report with catch composition and length distribution	after every trip, format = report with summary of data collected, catch composition and length distribution
Quarterly feedback to fishers	no	programme steering committee between administration, representatives of fishers and research institute
Annual feedback to fishers	no	annual report per metier 2011-2013 + meetings with fishers

2.4.5 Données collectées

Les principales différences dans les **données collectées** à bord résident dans le fait que les *captures par espèce* sont pesées et dénombrées dans le programme français, alors qu'elles sont seulement dénombrées dans le programme anglais (table 2.5) ; aucune donnée n'est collectée sur les *opérations de pêche non-échantillonnées* dans le programme anglais alors que, pour les opérations de pêche non-échantillonnées du programme français, des données sont collectées sur la composition en espèces, en nombre et en poids de la partie débarquée. Par contre, aucun *échantillon biologique* n'est prélevé par les observateurs français alors que des prélèvements d'otolithes et la détermination des stades de maturité sont effectués sur les rejets d'un certain nombre d'espèces commerciales par les observateurs anglais. Les *taux d'échantillonnage* sont en moyenne plus élevés dans le programme anglais, avec entre 70 et 75% des opérations de pêche échantillonnées par marée par les observateurs anglais contre entre 35 et 50% par les observateurs français. L'*espèce-cible* n'est renseignée qu'au niveau de la marée pour le programme anglais tandis que, dans le programme français, l'espèce ciblée est renseignée pour chaque opération de pêche.

TABLE 2.5 – Comparaison des **données collectées** sur les marées, opérations de pêche (FO), composition des captures en espèces et en taille, types de mesures par espèce et autres données par les observateurs à bord des navires de pêche professionnelle dans les programmes d'observation à la mer anglais et français

Field	English observer programme	pro-	French observer programme
TRIP			
Vessel ID, length, harbour, etc	yes		yes
Dates of departure and arrival	yes		yes
Total number of hauls	yes		yes
Main ICES division	yes		no
Main target species	yes		no
Factors affecting discarding practises (quota, market...)	yes		no
Debrief about trip (safety, crew, was the trip normal?, etc.)	yes		yes (internal to contractor society + any comment on the functioning of the trip)
FO			
Information for all FO	no, only sampled FO		yes, all FO
Lat/Long, date, time	shot and hauled		shot and hauled
FO depth	shot and hauled		mean
FO duration	yes		yes
ICES rectangle, ICES division	yes		yes (end of FO)
Gear type and length	yes		yes
Mesh size	elongated - cod end (for trawls), inner and outer (for trammel nets) collected, cod end (trawlers) and inner (trammel nets) used by default		elongated - cod end (for trawls), inner and outer (for trammel nets) collected, cod end (trawlers) and inner (trammel nets) used by default
Selective device	yes/no + type + mesh size		yes/no + type + mesh size
Target species	no		yes
Meteorological conditions	yes		yes

TABLE 2.5 – Comparaison des **données collectées** (suite)

Field	English observer programme	pro-observer programme	French observer programme
CATCH COMPOSITION			
Sampling coverage	between 70 and 75% of FO - close to 100% for day trips		between 1/3 and 1/2 of FO
Selection of FO to sample	random by nature, not by design		random by nature, not by design
Non-sampled FO	no data		retained part : number and weight, total and per species
Sampled FO	retained and discarded parts : numbers, volumes (total and per species) and lengths		retained and discarded parts : numbers, weights (total and per species) and lengths
Completeness of species	all fishes + commercial invertebrates		all fishes + commercial invertebrates
Indicator of completeness	no but invalid FO are not entered in database		yes (including invalid FO)
Species identification	species codes corresponding to scientific names and groups		scientific names
Sexing	all elasmobranchs + plaice + crustaceans		all elasmobranchs + flatfish (megrim) + blue ling + all crustaceans
Commercial categories	no		<i>Nephrops</i>
Benthos	volume (non-commercial invertebrates + occasionally weeds and inert matter)		weight (non-commercial invertebrates + weeds + inert matter)
CATCH LENGTH			
Completeness of species	all fishes + commercial invertebrates except crangon and octopus		all fishes (priority groups 1-2) + commercial invertebrates
Sub-sampling	yes : raising factor in volume		yes : raising factor in weight or in volume
Measuring equipment	short and long fish measuring boards + small and big calipers		fish measuring board + caliper

TABLE 2.5 – Comparaison des **données collectées** (suite)

Field	English observer programme	pro-	French observer programme
MEASUREMENT GUIDELINES			
Documentation	available		available
Most fish	total length in cm		total length in cm
Small pelagic fish (sprats, pilchards, herrings, anchovies)	total length in 1/2cm		total length in 1/2cm
Macrourids	pre-anal fin length in 1/2cm		pre-anal fin length in 1/2cm
Tunas, large pelagics	total length in cm		fork length in cm
Rays	total length + wing width in cm (if only wing width, converted to total length before entering it into database)		total length (+ wing width not systematically) in cm
Crabs	carapace width in mm		carapace width in mm
Spider crab	carapace length in mm		carapace length in mm
Swimming crabs	pre-orbital width in mm		carapace length in mm
Lobster and Nephrops	carapace length in mm		carapace length in mm
Crawfish	carapace length in mm		carapace length in mm
Shrimps	no		total length in mm
Scallops	shell height in mm		shell height in mm or 1/2cm
Other bivalves (mussels, etc.) and gastropods	larger length in mm		total length in mm
Cephalopods	mantle length in cm		mantle length in cm
Marine mammals	total length in cm		fork length and circumference in cm
OTHER DATA			
Biological samples	otoliths + maturity on discards of listed commercial species (regional lists of species)		no
Marine mammals	detailed information on FO characteristics and catch composition for bycatch and observations		compulsory if bycatch; optional, if observations and only if not sampling the catch
Turtles	records of bycatch		records of bycatch
Seabirds	records of bycatch		no

2.4.6 Saisie et bases de données

TABLE 2.6 – Comparaison des **procédures de saisie des données** et **bases de données** des programmes d'observation à la mer anglais et français

Field	English observer programme	French observer programme
Person entering the data	observer	observer
Time lag	soon after the end of the trip	soon after the end of the trip
Structure	1 tab for trip, 1 for FO 1 for catch composition (list of retained and discarded species + per species LAN/DIS number, volume and length distribution), 1 for biological sample	complex structure with main components = 1 tab for trip, 1 for FO, 1 for each catch batch (weight for each species in each category : retained or discarded, bulk or non-bulk), 1 for length distribution sample for each batch
Format of extraction	variable using SQL queries - fixed for trip reports	COST or FREE1/2 - also fixed for trip reports
Extraction	on demand	possible to download through intranet
Quality controls by database software	several (catch and sample quantity by species, sex, category + raising factor + min/max length + ICES rectangle + date)	several checks of consistency in data
Controls of data entries	check by another staff member	check by another staff of contractor agency + check by staff of research institute
Other data quality checks	no procedure, only done if mistakes detected by users	several quality checks of whole dataset using R software

La principale différence entre les deux programmes concernant la **base de données** réside dans le fait qu'il n'y a pas de procédure de *contrôle de qualité* de l'ensemble de la base de données anglaise, alors que plusieurs procédures ont été mises en place pour vérifier la qualité des données françaises (table 2.6).

2.4.7 Procédures et données d'élévation

La principale différence dans les **procédures d'élévation** les plus couramment mises en œuvre par les deux pays vient du fait que les captures n'étant pas pesées à bord des navires anglais, les nombres par classe de taille doivent être préalablement *convertis en poids* à l'aide des relations taille-poids pour obtenir des estimations des captures,

TABLE 2.7 – Comparaison des **données et procédures d'élévation** les plus couramment utilisées par les programmes d'observation à la mer anglais et français

Field	English observer programme	French observer programme
Datasources	official landings and effort data (FAD data = logbooks crossed with market auctions data)	official landings and effort data (logbooks or SACROIS = logbooks crossed with market auctions data and VMS data)
Temporal stratification	day	day
Spatial stratification	ICES rectangle	ICES rectangle
Technical stratification	gear \times mesh size \times vessel length	gear \times mesh size \times group of target species (generated using the most abundant group of species in landings value)
Raising variables	landings (commercial species) or trips (non-commercial species)	landings or days at sea
Conversion	all weight generated using length-weight relationship (validated list)	some weight generated using length-weight relationship (validated list + possibility to include observer's own length-weight relationship)

débarquements ou rejets en poids (table 2.7). En outre, les anglais procèdent pour les espèces non commerciales à des élévations par nombre de marées, alors que les nombres de jours de mer sont utilisés dans le programme français.

2.4.8 Combinaison des données

Cette comparaison des programmes anglais et français nous a permis de déterminer qu'il était possible de combiner les deux jeux de données. Cependant, seules les données de capture en nombre ont été utilisées pour le cas d'étude Manche. En effet, les compositions de capture n'étaient pas disponibles en poids dans les données anglaises. Pour les obtenir, il aurait fallu convertir les nombres d'individus par classe de taille en poids. Les relations taille-poids disponibles dans Silva et al. (2013) n'étaient pas décrites pour 86 espèces parmi les 202 espèces, ou groupes d'espèces observées dans les captures en Manche. La capture de ces espèces ne peut donc être quantifiée en poids, et la composition des captures en poids ne peut donc être exhaustive sur l'ensemble des espèces.

La combinaison des données implique de vérifier la cohérence entre les deux sources de données dans l'identification des espèces (qualité et précision) et d'uniformiser quand nécessaire. Les problèmes liés à l'identification des espèces présentés dans la section 2.3.6

sont amplifiés sur le cas d'étude Manche. L'amplification de ce problème s'explique à la fois par la prise en compte des données de deux programmes différents et par l'échelle régionale considérée, résultant en un nombre d'échantillons beaucoup plus grand.

Les protocoles de mensuration par type d'espèces étant similaires, il n'y a pas besoin de faire de conversion supplémentaire pour se ramener à des types de mesures homogènes par espèce entre les deux programmes.

Les données anglaises et françaises sont converties sous un format commun pour faciliter leur utilisation combinée.

Données d'élévation : Les données officielles d'effort et de débarquement anglaises et françaises sont confidentielles. Aussi, afin de quantifier et qualifier l'activité de l'ensemble des pêcheries françaises et anglaises opérant en Manche, les données du CSTEP (STECF, 2013b) ont été utilisées. Ces données, servant à l'élévation des captures observées à l'ensemble des navires anglais et français exerçant leur activité en Manche, informent sur l'effort de pêche total de ces deux pays sur la période 2003-2012. Afin d'étudier les variations spatiales et temporelles des captures, nous avons sélectionné les données d'effort effectif en heures de pêche qui sont stratifiées par pays, année, rectangle CIEM, type d'engin et groupe de taille de navires.

2.5 Comparaison avec les campagnes scientifiques

La comparaison de la composition des captures avec la composition des communautés permettrait d'estimer les pressions sur les communautés marines. Les données des campagnes scientifiques fournissent des informations standardisées sur les communautés marines (Cotter et al., 2009) qui pourraient être combinées ou comparées avec les données d'observation à la mer dans ce but. **L'objectif de cette partie est de comparer ces deux sources de données afin d'évaluer le potentiel de combinaison pour la caractérisation des pressions de la pêche sur les communautés marines.**

Cette comparaison est menée pour le cas d'étude Sud Gascogne, mais les résultats sont transposables à d'autres cas d'étude.

2.5.1 Présentation des données

Les observations à bord des navires de pêche professionnelle menées dans le Sud Gascogne ont fourni des données sur cinq types d'engins de pêche :

- les filets maillants et les trémails, qui sont déployés sur les deux sites,
- les palangres de fond, qui sont seulement déployées sur le site Sud,
- les chaluts de fond et chaluts pélagiques, qui sont seulement déployés sur le site Nord.

Deux campagnes scientifiques démersales sont menées sur les deux sites du cas d'étude Sud Gascogne :

- *la campagne EVHOE*, qui a débuté en 1987 et a depuis été conduite tous les ans, sauf en 1996 (ICES, 1991). Cependant, les sites d'étude de ce travail ne sont pas échantillonnés tous les ans par cette campagne. L'engin de pêche utilisé est un chalut de fond à grande ouverture verticale (GOV) 36/47 avec un maillage de 20 mm (maillage étiré du cul de chalut). Les objectifs d'EVHOE sont (i) de construire, pour les principales espèces commerciales, des séries temporelles d'indices d'abondance par âge, en particulier de recrutement, (ii) de cartographier leur distribution spatiale, et leur changement selon les conditions environnementales.
- *la campagne NURSE*, qui a débuté en 1977, et a été menée de façon irrégulière depuis. Deux types d'engins sont déployés : un chalut de fond (20PM) avec une maille étirée de 24 mm dans le cul de chalut, et un chalut à perche (CP3) avec une maille de 20 mm. Les objectifs de NURSE sont de décrire et comprendre le fonctionnement des nourriceries côtières pour les espèces démersales sur les fonds meubles du Golfe de Gascogne. NURSE

2.5.2 Couverture spatio-temporelle et technique

Les données d'observation à la mer présentent l'avantage d'offrir une couverture temporelle beaucoup plus large que les données de campagnes scientifiques qui sont systématiquement menées à la même saison. Opérant tout au long de l'année, les navires de pêche professionnelle se déploient sur de larges zones qui sont néanmoins déterminées par le ciblage qui est fait par les professionnels. Les campagnes scientifiques couvrent quant à elles l'intégralité d'une zone géographique donnée, suivant un plan d'échantillonnage aléatoire ou systématique.

Utilisant d'année en année le même engin de pêche scientifique, les données de campagnes scientifiques sont homogènes tout au long de la série temporelle. Les données d'observation à bord des navires de pêche professionnelle sont, quant à elles, collectées sur une diversité d'engins de pêche professionnelle, avec une quantité d'observations qui évolue d'année en année en fonction des fluctuations de l'activité, et donc des spécifications du plan d'échantillonnage et des contraintes qui limitent sa réalisation. La distribution de l'effort d'échantillonnage par strate doit être aléatoire, cependant plusieurs contraintes, telles que des contraintes administratives, des problèmes de refus du programme par les professionnels et/ou de mauvaises conditions météorologiques peuvent biaiser la distribution de l'effort d'échantillonnage.

En outre, la distribution spatio-temporelle des navires de pêche professionnelle est fortement influencée par le ciblage effectué par ces navires. Néanmoins, de par la diversité d'engins de pêche déployés dans les eaux françaises et la diversité d'espèces qui sont ciblées, la couverture spatio-temporelle est large. Par exemple, en considérant l'ensemble des opérations de pêche observées depuis 2003 sur les deux sites côtiers du Sud Gascogne, la distribution spatiale des données d'observation à bord des navires de pêche professionnelle est plus large que celles des données de campagnes scientifiques (figure 2.7).

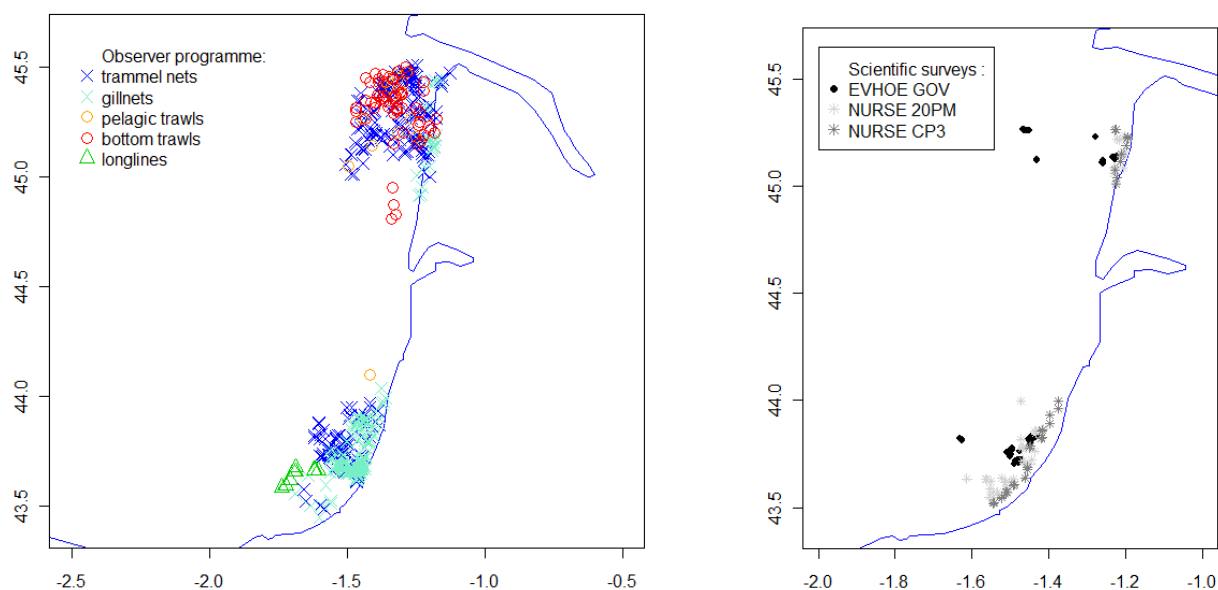


FIGURE 2.7 – Distribution des opérations de pêche observées de 2003 à 2012 sur les deux sites côtiers d'étude du Sud Gascogne, par type d'engin de pêche, à bord des navires de pêche professionnels (à gauche ; BT = chaluts de fond ; PT = chaluts pélagiques ; GN = filets maillants ; TN = trémails ; LL = palangres), et par les campagnes scientifiques (à droite) EVHOE (GOV = chalut de fond à grande ouverture verticale) et NURSE (20PM = chalut de fond ; CP3 = chalut à perche).

2.5.3 Composition des captures

Protocoles de collecte des données Le protocole de collecte des données de campagnes scientifiques est approximativement identique à celui du programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle. L'identification est également faite à l'espèce, et elle peut être supposée de meilleure qualité, grâce à un nombre plus important de personnes à bord, qui sont pour la majorité des scientifiques expérimentés. Chaque espèce est également pesée, dénombrée et mesurée. Les mensurations sont prises sur l'ensemble des poissons et les principales espèces d'invertébrés commerciaux. Néanmoins, les mensurations ne sont pas prises de façon systématique sur toutes ces espèces, notamment les invertébrés commerciaux, contrairement au programme d'observation à bord des navires de pêche pour lequel toutes les espèces, invertébrés commerciaux compris, doivent être mesurées. Les types de mensurations prises par espèce (longueur totale, longueur céphalothoracique, etc.) sont les mêmes entre les campagnes scientifiques et les observations à bord des navires professionnels.

Composition des captures en espèces Les différents engins de pêche, qu'ils soient professionnels ou scientifiques, ne capturent pas les mêmes espèces dans la communauté

marine et les espèces capturées ne le sont pas dans les mêmes proportions (figure 2.8).

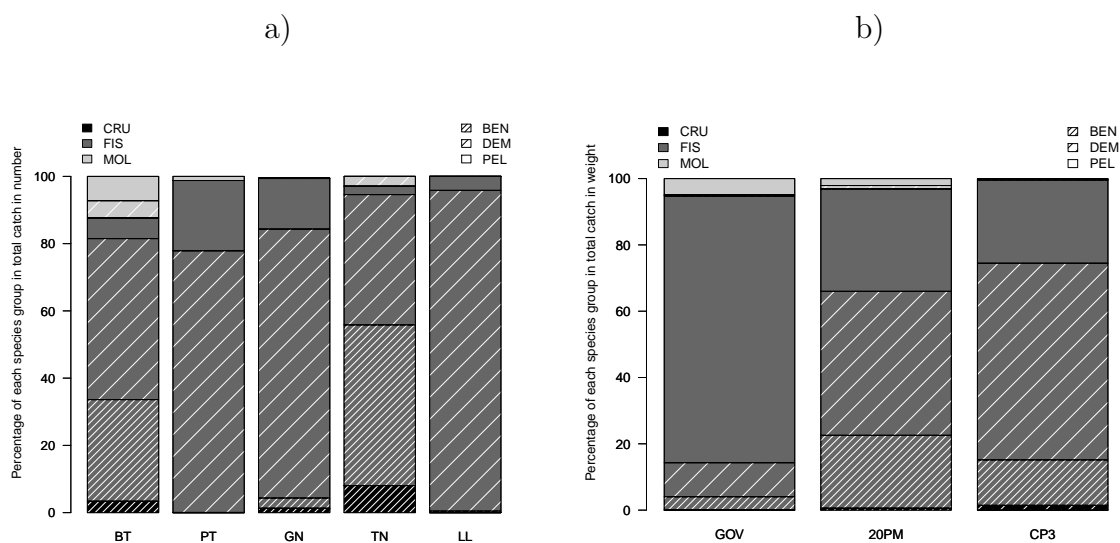


FIGURE 2.8 – Distribution relative de la capture totale en poids par combinaison de taxonomie (CRU = crustacés ; FIS = poissons ; MOL = mollusques) et de mode de vie (BEN = benthique ; DEM = démersal ; PEL = pélagique) pour : a) les engins de pêche professionnelle (BT = chaluts de fond ; PT = chaluts pélagiques ; GN = filets maillants ; TN = trémails ; LL = palangres) déployés sur deux sites côtiers du Sud Gascogne et b) les engins de pêche scientifique déployés sur ces mêmes sites lors des campagnes EVHOE (GOV = chalut de fond à grande ouverture verticale) et NURSE (20PM = chalut de fond ; CP3 = chalut à perche).

Les différences de composition des captures entre engins professionnels et scientifiques s'expliquent du fait du ciblage spatio-temporel qui est fait par les engins de pêche professionnelle, contrairement aux engins de pêche scientifique qui pêchent de façon aléatoire ou systématique. Le ciblage réalisé par les professionnels est en général dirigé vers les espèces commerciales, dont un grand nombre sont prédatrices ou de grande taille (Rochet et al., 2011; Garcia et al., 2012).

Les différences de composition des captures entre types d'engins sont aussi dues au fait qu'ils utilisent différents procédés de capture, basés sur les différences de comportement ou de mode de vie des espèces (Huse et al., 1999). Les chaluts utilisent le comportement des individus au passage du chalut en réaction à des stimuli visuels et auditifs (figure 2.9a, Walsh, 1996; Millar and Fryer, 1999). Le processus de capture des filets dépend quant à lui principalement du niveau d'activité de nage des individus. Les palangres attirent les individus au moyen d'appâts, utilisant ainsi leur comportement de recherche de nourriture et de prédation (figure 2.9b, Millar and Fryer, 1999). Ainsi palangres et filets vont avoir tendance à capturer davantage d'espèces mobiles et prédatrices que les chaluts.

Composition des captures en taille Ce qui est valable pour la composition des captures en espèces, vaut également pour la composition des captures en taille.

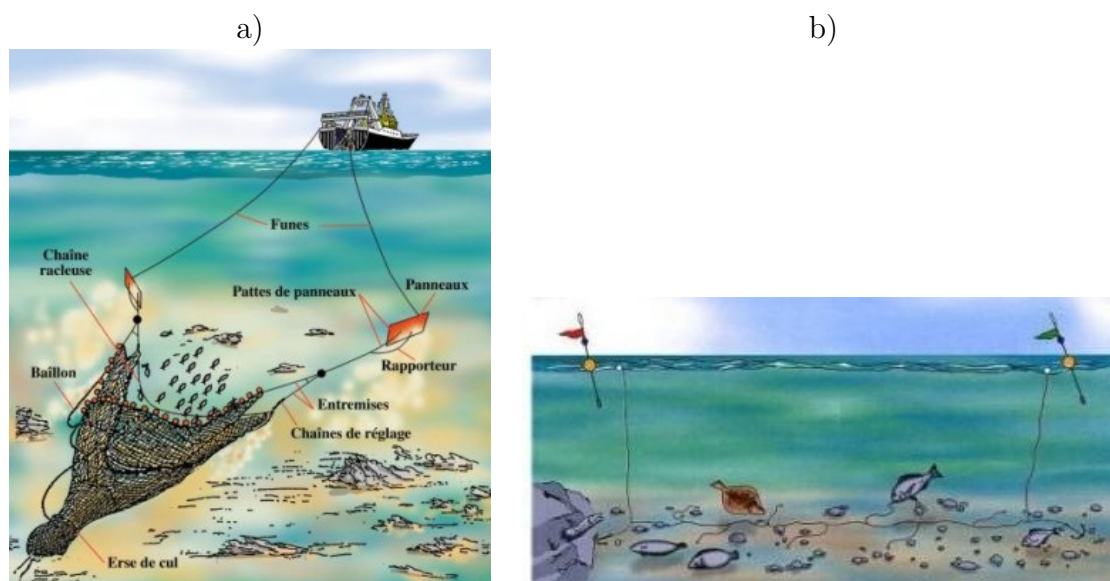


FIGURE 2.9 – Schémas du principe de capture a) d'un chalut de fond, et b) d'une palangre de fond. Source : Ifremer.

Les engins de pêche scientifique capturent des proportions beaucoup plus élevées d'individus de petite taille que les engins de pêche professionnelle (figure 2.10). Tout d'abord, les campagnes sont souvent menées dans le but d'obtenir des estimations de recrutement pour les espèces commerciales, alors que le ciblage par les engins de pêche professionnelle est au contraire généralement tourné vers les individus de grande taille, dont la valeur marchande est souvent plus élevée que celle des individus de petite taille. Ceci est d'autant plus marqué que certaines espèces commerciales font l'objet de taille minimale de débarquement, en deçà desquelles les captures doivent être rejetées. Les engins de pêche scientifique capturent davantage de petits individus aussi car ils utilisent des maillages plus fins que les maillages autorisés pour les engins professionnels (20 mm de maille étirée comparés à un minimum de 32 mm pour les chaluts pélagiques, 70-80 mm pour les chaluts de fond, etc.). Finalement, les engins de pêche scientifique restent inchangés tout au long de la série temporelle de la campagne scientifique. Ils n'évoluent donc pas comme les engins de pêche professionnelle qui évoluent en permanence avec les avancées technologiques afin d'être les plus performants possibles, sous contraintes des obligations réglementaires.

Les différences de procédés de capture entre engins de pêche expliquent également les différences de composition de capture en taille. Les palangres vont généralement capturer des individus de plus grande taille car ils ciblent les prédateurs et utilisent leur comportement de prédation au moyen d'appâts. Les filets vont également avoir tendance à capturer des individus de grande taille car ils ciblent les individus les plus mobiles sur leur capacité natatoire. Les individus de petite taille ne sont pas capturés par les filets car leur petite taille leur permet de passer à travers le maillage (Millar and Fryer, 1999). Les chaluts capturent quant à eux plus d'individus de petite taille que les autres engins. Tout d'abord, les capacités de nage soutenue sont plus restreintes chez les petits individus comparés aux individus de grande taille qui s'épuisent moins vite et peuvent plus facilement parvenir à éviter le chalut ou à en sortir (Wardle, 1975, 1977; He, 1993). La

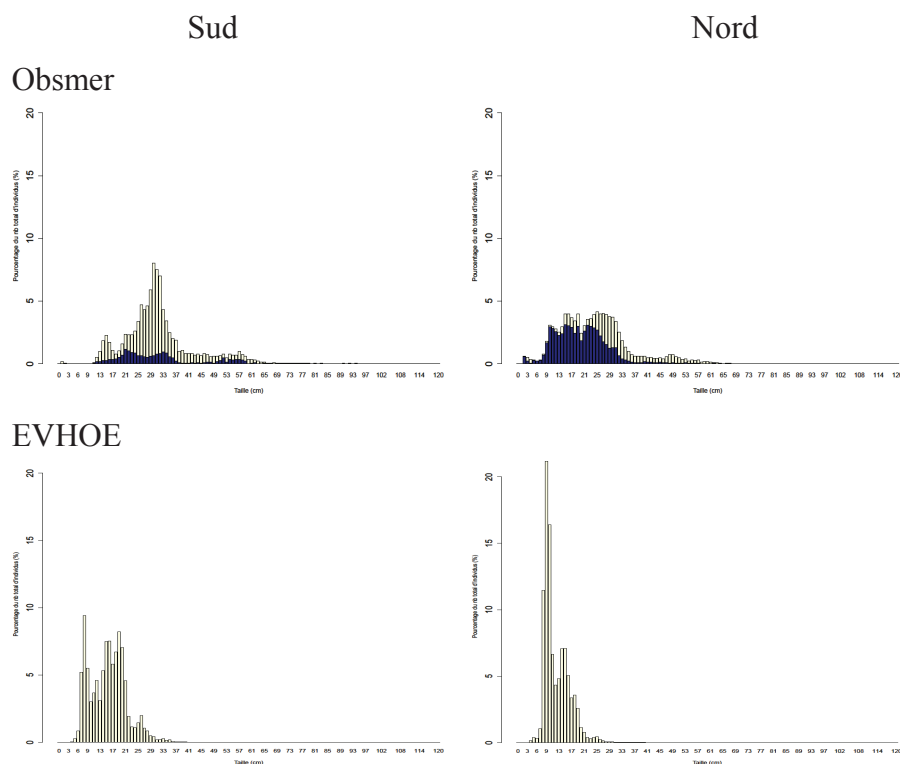


FIGURE 2.10 – Structures en taille relatives des captures toutes espèces confondues pour les sites côtiers Sud (gauche) et Nord (droite) du Sud Gascogne issues des données Obsmer (tous engins confondus ; en haut ; jaune = partie retenue ; bleu = partie non retenue) et des données de la campagne EVHOE (en bas).

capture des plus petits individus, qui peuvent s'échapper à travers le maillage en début de traîne, sera d'autant plus importante que la durée du trait sera longue et le volume de capture important, entraînant le colmatage du chalut.

2.5.4 Potentiel de combinaison des deux sources de données

Il ressort de cette comparaison qu'il existe un fort effet engin, dont dépend la composition des captures en espèce et en taille. Chaque engin de pêche, qu'il soit professionnel ou scientifique, a sa propre capturabilité et ne capture par conséquent qu'une part de la communauté marine. Cela est cohérent avec les comparaisons des captures issues de plusieurs types d'engins menées pour une espèce (e.g. Huse et al., 1999; Bellchambers and De Lestang, 2005) ou une communauté (e.g. Olin et al., 2009). La vision campagnes n'est donc pas la vision "communauté" (Walsh, 1996; Fraser et al., 2007), et les captures de pêche professionnelles ne peuvent être directement comparées avec les captures scientifiques. Les campagnes scientifiques présentent l'avantage d'utiliser de manière systématique le même engin de pêche avec des caractéristiques fixes, rendant possible l'analyse des séries temporelles (Cotter et al., 2009). Avec les engins de pêche professionnelle, cela est plus difficile en raison d'une grande diversité d'engins déployés et de caractéristiques qui évoluent avec

TABLE 2.8 – Principales différences et similarités entre les données d'observations à bord des navires de pêche professionnelle et les données des campagnes scientifiques.

	Observations à bord des navires de pêche professionnelle	Campagnes scientifiques
Type d'observation	Observation « opportuniste »	Observation aléatoire
Distribution spatiale	Large couverture spatiale - OPs déterminées par ciblage	Large couverture spatiale - OPs aléatoires ou systématiques
Distribution temporelle	Toute l'année	Saison définie
Distribution technique	Diversité d'engins de pêche professionnelle dont les caractéristiques évoluent avec technologie et réglementation	Engin de pêche scientifique standard dont les caractéristiques sont fixes
Exhaustivité des espèces	Tous poissons + invertébrés commerciaux, débarquements + rejets	Tous poissons + invertébrés commerciaux
Type d'information fournie	Captures totales (en relatif, pression)	État des communautés (vision issue de l'engin d'échantillonnage à la saison d'échantillonnage)

les avancées technologiques qui améliorent la capturabilité des engins, et la réglementation qui la contraignent.

L'engin affecte également la distribution spatio-temporelle des opérations de pêche professionnelles dont la variabilité est fortement influencée par le ciblage, qui s'adapte à la variabilité spatio-temporelle des ressources. La composition en espèce et en taille des captures dépend en outre de l'engin déployé et de ses caractéristiques (maillage, longueur de l'engin, présence de dispositif sélectif, etc.), de la stratégie de mise en œuvre de l'engin (profondeur, durée de pêche, heure de pêche, etc.) et des conditions de l'opération de pêche (notamment météorologiques). Tous ces facteurs contribuent à la forte variabilité des captures d'une opération de pêche à l'autre, même pour un même type d'engin. Les captures des navires professionnels sont donc influencées par un grand nombre de facteurs qu'il est difficile de distinguer du fait du faible nombre d'observations disponibles pour chaque combinaison. Ainsi malgré la quantité de données plus importante que pour les campagnes scientifiques, la combinaison de données en provenance de différents types d'engins est difficilement possible. Ce problème est accentué lorsque la quantité de données disponible est restreinte.

En conclusion, la combinaison des données scientifiques et commerciales apparaît délicate. Ces deux sources de données résultant de méthodes d'échantillonnage différentes, ne fournissent pas le même type d'information. Une utilisation complémentaire est donc préférée à une utilisation combinée. Les données d'observations à bord des navires pro-

fessionnels renseignent, pour les navires ou marées échantillonnés (seulement une faible proportion par rapport à l'ensemble des navires ou marées), sur les caractéristiques des métiers et des opérations de pêche et sur la composition des captures (débarquements + rejets) en espèces et en tailles, avec différents niveaux de précisions (tous engins confondus, par engin, par trimestre). Elles permettent d'étudier les caractéristiques des captures à la fois dans une perspective écologique par rapport aux communautés marines, et dans une perspective d'exploitation par rapport à la stratégie des pêcheurs. Les données des campagnes scientifiques halieutiques fournissent quant à elles des informations standardisées sur les communautés marines, qui peuvent être utilisées pour évaluer l'état des communautés à la saison d'échantillonnage et selon la vision fournie par l'engin d'échantillonnage.

2.6 Conclusions

Dans ce chapitre, nous avons présenté les deux cas d'étude choisis et les données utilisées sur chacun.

Pour le cas d'étude Sud Gascogne, l'échelle géographique considérée étant restreinte, les données doivent être utilisées toutes années confondues, c'est-à-dire de 2003 à 2012, avec une stratification technique définie au type d'engin (par exemple, filets maillants ou chaluts pélagiques). Pour le cas d'étude Manche, l'échelle régionale permet de disposer d'une quantité de données plus grande, rendant possible l'extrapolation des captures à l'ensemble de la flotte opérant sur la zone, et l'analyse des variations spatiale et temporelle des captures totales. Ce cas d'étude est en outre approprié pour comparer les caractéristiques des captures entre les pêcheurs anglais et français.

Les données d'observation à la mer en fournissant des informations pour une grande diversité de métiers déployés sur de larges zones géographiques tout au long de l'année constituent une source de données idéale pour caractériser les captures. Renseignant sur la composition de la capture totale en espèces et en tailles, elles permettent de qualifier et quantifier la capture dans une perspective écologique. En outre, en renseignant sur les caractéristiques et conditions de l'opération de pêche, en particulier l'espèce ciblée a priori par les pêcheurs, et sur le tri de la capture par espèce et taille qui sont distinguées en débarquements et rejets, elles permettent de caractériser les captures dans une perspective d'exploitation.

Cependant, ces données ne peuvent être combinées avec les données de campagnes scientifiques pour renseigner sur les pressions exercées par la pêche sur les communautés marines, car comme tout engin de pêche, les engins de pêche scientifique ont eu aussi leur propre capturabilité (Walsh, 1996; Fraser et al., 2007). La composition exacte de la communauté sur laquelle est exercée la pression reste donc inconnue. Les pressions ne peuvent donc pas être caractérisées de manière absolue, mais peuvent l'être en relatif pour comparer les captures issues de deux engins différents déployés sur une même zone à petite échelle.

Chapitre 3

La perspective écologique

3.1 Introduction

Les impacts de la pêche sur les communautés dépendent à la fois de l'intensité de la pression et de la manière dont elle est répartie entre les composantes de la communauté (Garcia et al., 2012). A l'échelle de la communauté marine, le diagramme d'exploitation défini au chapitre 1 décrit la distribution de la mortalité par pêche parmi les composantes de la communauté marine. Une caractérisation du diagramme d'exploitation à l'échelle de la communauté apparaît donc nécessaire pour apporter des éléments de réflexion sur la façon d'exploiter les communautés marines dans une perspective écosystémique (ICES, 2014). La mortalité par pêche reste inconnue pour de nombreuses espèces (Pope et al., 2000). Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2, les données d'observation à la mer nous fournissent des informations détaillées sur la composition de la capture en espèces et en tailles pour l'ensemble des poissons et invertébrés commerciaux. Cependant, ces données ne peuvent être combinées avec les données de campagnes scientifiques pour renseigner sur la pression de pêche car les campagnes scientifiques ne fournissent qu'une vision partielle de la communauté à la saison et avec l'engin d'échantillonnage. La caractérisation du diagramme d'exploitation à l'échelle de la communauté ne peut donc être menée qu'en relatif et indirectement au travers de la distribution des captures totales parmi les composantes de la communauté marine. Les différents engins de pêche, de par leur différents procédés de capture, exercent des pressions sur différentes composantes de la communauté marine (Huse et al., 2000). Aussi, une caractérisation des captures par type d'engin permet une description plus détaillée des pressions exercées par la pêche sur les communautés (Piet et al., 2006).

L'objectif de ce chapitre est de caractériser les captures extraites des communautés marines afin de se rapprocher d'une description du diagramme d'exploitation à l'échelle des communautés.

Dans une première partie, la caractérisation de la distribution de la capture parmi les différentes composantes des communautés locales du cas d'étude Sud Gascogne permet de proposer des métriques et méthodes pour comparer les caractéristiques des captures par type d'engin et par site.

Dans une seconde partie, la caractérisation des états des communautés locales du Sud Gascogne et de deux espèces qui subissent des pressions contrastées est menée afin de déterminer si un lien peut être mis en évidence entre pression et état pour ces deux échelles biologiques.

Dans une troisième partie, les captures des pêcheurs français et anglais sont combinées et élevées à l'ensemble des flottes anglaises et françaises déployées en Manche afin d'estimer les captures totales sur la zone. L'étude des variations spatiales et annuelles permet d'étudier l'effet de ces facteurs sur les captures totales.

Enfin, la discussion revient sur les principaux résultats de ces études, les métriques et les méthodes proposées, de même que les potentiels de données pour caractériser les captures par rapport aux communautés marines.

3.2 Caractérisation de la distribution des captures parmi les composantes des communautés locales du Sud Gascogne : une première étape vers l'évaluation des pressions sur les communautés

Cette étude a fait l'objet d'une publication intitulée "Characterizing catches taken by different gears from local fish communities as a step towards community pressure evaluation" qui est en cours de révision dans la revue *Fisheries Research*.

Résumé

Le cas d'étude Sud Gascogne, de part sa configuration singulière, est adapté pour caractériser les captures sur les communautés et les comparer entre engin et site. Six métriques décrivant la distribution de la capture selon différentes dimensions des communautés marines : espèces, tailles et groupes fonctionnels, et une métrique caractérisant l'intensité moyenne de la pression entre les différents engins, ont été utilisées. **Les objectifs de cette étude sont : (i) de proposer une méthode pour standardiser les captures entre différents engins de pêche passifs et actifs à partir d'échantillons de taille hétérogène, (ii) de tester la pertinence de ces métriques pour mettre en évidence des différences entre engins.**

Les courbes de raréfaction, avec l'opération de pêche pour unité, ont été utilisées pour standardiser les captures entre les différents engins de pêche, et caractériser la part de la communauté disponible à chacun. Bien que limitée par la taille d'échantillon pour certaines combinaisons d'engin x site, une convergence ayant été observée pour toutes les combinaisons, cette méthode est considérée pertinente pour répondre à l'objectif fixé.

Parmi les six métriques testées, les métriques en tailles et en groupes fonctionnels sont les plus pertinentes pour mettre en évidence des différences entre engin, site et interaction engin-site. Des différences importantes sont observées entre engins, principalement par rapport à la taille moyenne de capture et la proportion de piscivores. Cependant, aucun

engin n'a une capture plus diversifiée que les autres sur toutes les dimensions. L'intensité moyenne de la pression de pêche diffère également entre engins, et dans une moindre mesure entre sites.

De faibles différences dans la distribution de la capture parmi les composantes de la communauté ont été trouvées entre sites. Elles relèvent principalement de la richesse spécifique et de la gamme de taille capturée. Les sites de ce cas d'étude ont été choisis pour être aussi similaires que possible du point de vue écologique, il est cependant difficile de mettre en évidence si les différences observées entre sites sont dues au site lui-même (c'est-à-dire à l'état des communautés) ou aux différences de pression dues aux différentes combinaisons d'engins qui les exploitent.

L'effet de l'interaction engin-site, étudiée uniquement pour les engins déployés sur les deux sites, est également significatif. Cela laisse supposer que la stratification par type d'engin est trop large et que la prise en compte du maillage ou de l'espèce-cible permettrait une caractérisation des captures plus précise. Cependant, le faible nombre de données disponibles sur ces deux sites est une limite à l'étude plus approfondie de ces questions.

Characterizing catches taken by different gears from local fish communities as a step towards community pressure evaluation

Authors : Laurence Fauconnet^a, Verena M. Trenkel^a, Gilles Morandeau^b, Nathalie Caill-Milly^b, Marie-Joëlle Rochet^a

^a IFREMER, Département Écologie et Modèles pour l'Halieutique, B.P. 21105. 44311 Nantes Cedex 03, France

^b IFREMER, Laboratoire Ressources Halieutiques Aquitaine, UFR

Abstract

To implement an ecosystem approach to fisheries management, there is a need to characterize the total pressure exerted by fisheries at the community level. French onboard observer data were used to derive pressure metrics and compare fishing distribution across community components between two sites in the Southern Bay of Biscay. Sample-based rarefaction curves were used to standardize pressure metrics across different active and passive gears, and correct for different sample sizes. Six pressure metrics for species, length and functional composition were tested. Length and functional metrics were found the most relevant metrics to highlight differences in pressure between gears, sites, and gear-site interactions. Significant pressure differences were found between gears, mainly in mean length and proportion of piscivores. None of the gears had the most diverse catch across all metrics. Small differences were found between sites, mainly in length range and species richness.

Keywords : Catch diversity ; gear comparison ; multivariate analyses ; Southern Bay of Biscay

3.2.1 Introduction

The ecosystem approach to fisheries (EAF) aims at maintaining ecosystem productivity for present and future generations by balancing multiple societal objectives (Garcia et al., 2003). One goal of fisheries management under an EAF is to keep fishing impacts on the ecosystem within acceptable limits, where the ecosystem structure and functioning is not threatened. The causal relationships formalized under the Driver - Pressure - State - Impact - Response (DPSIR) framework can help management. In particular, pressure can be adjusted by managers to keep the state of marine communities within, or move it towards, acceptable limits (Piet et al., 2006).

While methods exist and are commonly used to characterize fishing pressure on target populations, the limited knowledge on the biology and ecology and lack of fisheries data for most species imply that fishing pressures can not be characterized by fishing mortality or harvest rate at the community level (Piet et al., 2006). It has been hypothesized that both the total amount of fishing, and the way fishing pressure is distributed among ecosystem components determine fishing impacts on the community level (Garcia et al., 2012). Therefore, to develop an EAF, there is a need to characterize fishing pressure at the community level, i.e. the mortality caused by all fishing gears deployed in a given fishing ground on commercial and non-commercial species. Indicators are necessary tools to support this task as they provide information on the range and intensity of effort and mortality (Jennings, 2005; Piet et al., 2006). Two aspects of fishing pressure can be considered at the community level : fishing intensity and distribution across community components. In this study, we focus on how pressure is distributed across community components.

Pressures exerted on marine communities have long been considered only through the landings as declared by fishers and recorded on markets. However, landings represent only part of what is caught by professional fishers. Discards can make up a significant part of the catch, depending on the gear, area, season and species (Cornou et al., 2013; Hall et al., 2000), including for passive gears (Morandeau et al., 2014). Most individuals when discarded are dead, and even if few studies have been undertaken on the survival of species that are released alive, a high level of mortality is assumed (Hall et al., 2000; Revill, 2012). Onboard observer programmes were developed to address the need to identify and quantify the whole catch, distinguished between landings and discards (Alfaro-Shigueto et al., 2010; Attwood et al., 2011). By providing information on the amount, diversity and body size of the catch, onboard observer data are a valuable source to describe fishing pressure at the community level in its multiple dimensions such as species, length, and functional composition.

Onboard observer programmes further provide data on the characteristics and conditions of the fishing operations and on the main fishing métiers. Fishing mortality is likely to differ between gears (Piet et al., 2006). Therefore fishing pressure should be characterized by gear. Given the large diversity of gear characteristics, a gear can be defined at different levels of precision. The fishing method or gear group as defined by the European Union (EU) Data Collection Framework (DCF; European Union, 2008), e.g. bottom trawls or mid-water trawls, subsequently called 'gear' was chosen in this study.

The catch composition reflects both the selective properties of the gear and how it is operated, and the available fish community. In order to study the effect of the gear on the catch composition, we selected two sites in the Southern Bay of Biscay that are structurally and ecologically broadly similar, but differ in their exploitation though they are partly exploited by similar gears (see 3.2.2.1). Demersal and pelagic fisheries operate in both sites. In the most Southern site, the coastal area in ICES rectangle 16E8, the areas located within 3 miles from the coast and part of the 3-6 miles band, are prohibited to bottom and pelagic trawlers (figure 3.1 ; Sanchez et al., 2013). This site is consequently mostly harvested by passive fishing gears (figure 3.1). In the second site located further North, the coastal area in ICES rectangle 19E8, trawling is allowed due to exemptions limiting the application of the trawling ban inside the 3 miles limit (Le Tixerant, 2006). This site is mostly exploited by active gears (figure 3.1). These study sites are well suited to test the relevance of metrics and highlight differences between gears and sites.

Data from the French onboard observer programme were used to compare the catch for all species between gears and sites. However, the onboard observer sampling plan was not established for this purpose, but for estimating discarded amounts per fishing métier. Therefore, the sample size was heterogeneous between gears and sites. Sample size is known to affect catch composition, especially its diversity (Magurran and McGill, 2011). Besides, different gears use different capture processes, mainly based on fish behaviour (Huse et al., 1999). A fishing operation from a given gear is not directly comparable with a fishing operation from another gear, especially when comparing passive and active gears. Therefore, metrics needed to be standardized before it could be compared.

The objectives of this study were : i) to propose a method to standardize and compare the distribution of pressure across community components between passive and active fishing gears based on different sample sizes, and ii) to propose relevant metrics to characterize the catches that can highlight differences in pressure between gears.

3.2.2 Materials and methods

3.2.2.1 Study sites

The structure and sediments of the continental shelf in the Southern Bay of Biscay are homogeneous all along the coast of Aquitaine (Le Suavé et al., 2000). Sediments are mostly sandy, except in the deep environment of the Capbreton canyon, which is composed by a mix of rocks, coarse sediments and mudflats. This geological formation favours the presence of species and life stages which live in deeper areas, such as mature hake (*Merluccius merluccius* ; Sanchez and Gil, 2000). The Southern Bay of Biscay is important for migratory species like meager (*Argyrosomus regius*) in particular for feeding (Sourget and Biais, 2009). The Southern Bay of Biscay is also the geographic Northern limit of some species belonging to the Sparidae family (Quéro and Vayne, 2005). Habitats and associated communities of the two sites are influenced by the plume of major rivers : Adour River for the Southern site, Gironde for the Northern site (figure 3.1). River plumes provide habitat for spawning and feeding for many species such as hake, monkfish (*Lophius piscatorius* and *L. budegassa*), sea bass (*Dicentrarchus labrax*), common sole (*Solea solea* ; Le Pape et al., 2003), turbot (*Scophthalmus maximus*), mackerels (*Scomber scombrus* and

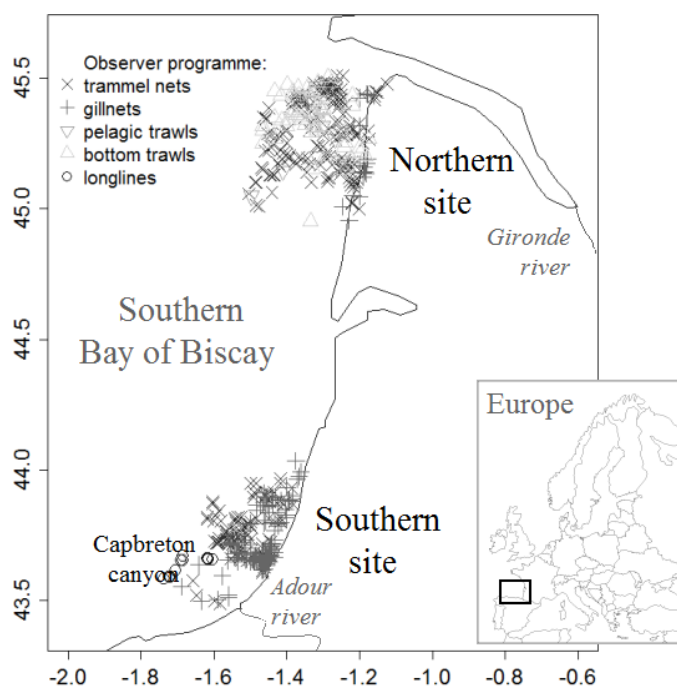


FIGURE 3.1 – Map of sampled fishing operations observed by gear onboard fishing vessels (2003-2012) in the Southern site and in the Northern site in the Southern Bay of Biscay (box).

S. colias; Borja et al., 2002), anchovy (*Engraulis encrasicolus*; Borja et al., 1998). For those reasons, the two sites, situated 100 km apart, are considered ecologically broadly similar.

A major difference between the sites lies in the fact that, because of differences in access conditions for trawlers, they are harvested by contrasted combinations of fishing gears. The Southern site is exploited by pelagic (purse seiners, baitboaters and pelagic trawlers) and demersal (gillnetters, longliners and pots) fisheries, most of which use passive gears. Pelagic species constitute the most abundant fish in the catch with mackerels, pilchard (*Sardina pilchardus*), horse mackerel (*Trachurus trachurus*), anchovy and tunas (*Thunnus alalunga* and *T. thynnus*). Pelagic species are caught by a few boats on a small number of trips. The main demersal target species are hake, monkfishes, sea bass, common sole, turbot and Sparidae. About 70% of all boats operating in this area are smaller than 12 m length and perform a large number of short fishing trips (Leblond et al., 2010). The Northern site, where trawling is allowed, is characterized by pelagic and demersal fisheries targeting the same species along with cephalopods (*Loligo spp*, *Sepia officinalis*), which deploy mostly active gears. Pelagic species are mainly exploited by pelagic trawlers. Demersal species are exploited by bottom trawlers and gillnetters, the latter are the most important métiers in this area (92% of the activity in number of months; Leblond et al., 2010). Eighty percent of the boats that fished at least once in this area in 2008 were longer than 12 m.

3.2.2.2 Onboard observer programme

Data from the French onboard observer programme contribute to the characterization of fishing pressure at the community level by providing information about the catch composition, as well as the characteristics and conditions of the fishing operation.

According to the sampling plan of the national programme, observers randomly select professional fishing boats to embark on, and once aboard randomly sample fishing operations (FOs). A FO includes all actions from the shooting to the hauling of the gear. The geographical positions, target species, gear and mesh size used, fishing time, and other information on the fisher's strategy and conditions of the FOs are recorded.

On sampled FOs, the whole catch is also recorded for both the landed and the discarded parts. All species of fish and commercial invertebrates are identified to the most precise level possible, ideally to the species level, counted, weighed (weight is sometimes calculated using the length/weight relationship) and measured.

The level of species identification can vary according to the observer's experience and/or the species. To circumvent this issue, 32 taxa which are difficult to identify were grouped here at the family or genus level (*Allotheutis*, *Alosa*, *Argentina*, *Arnoglossus*, *Callionymus*, *Hippocampus*, *Labrus*, *Loligo*, *Lophius*, *Microchirus*, *Mullus*, *Mustelus*, *Octopus*, *Pagellus*, *Scomberomorus*, *Scorpaena*, *Scyliorhinus*, *Sepia*, *Seriola*, *Serranus*, *Solea* except *S. solea*, *Sparus*, *Syngnathus*, *Torpedo*, *Trachurus*, *Trisopterus*, and families Carangidae, Gobiidae, Mugilidae, Palinuridae, Rajidae except *Raja clavata* and *Leucoraja naevus*, and Triglidae).

All observations from 2003 to 2012 were analysed together because of the limited quantity of data available on study sites. Additional observations carried out between July 2011 and December 2012 on coastal netters and longliners deployed around the Capbreton canyon in the context of the regional programme LOUPE (Observation of the habitat and associated communities in the context of the fisheries of the Capbreton Canyon) were also used in this study. They followed the same protocol.

The geographical distribution of observations collected on each site of our case study is shown by gear in figure 3.1. Sampling effort was measured as the number of observed fishing operations and vessels. The main group of target species as declared beforehand by fishers, the mesh size mode and range informed about the fishers' strategy per gear and site. For each gear-site combination, the total number of individuals caught was calculated per FO and the mean value over FOs was used as a proxy for the pressure intensity of an average gear deployment. To determine which components were extracted from the community by each gear, we characterized the catch in species, grouped by combined taxon and main habitat (see Appendix), and in length.

3.2.2.3 Catch metrics

Since marine communities have different dimensions, three kinds of catch metrics were calculated (table 3.1) : (i) species-based metrics to provide information on the number of species under fishing pressure and their relative abundance, (ii) length-based metrics to provide information on the length of the catch and its range, and (iii) functional metrics

to provide information on the trophic composition of the catch. Mean length and median length provided similar results, so just mean length is reported below. For the functional metrics, each species was classified as piscivore or non-piscivore, based on the main diet of adult individuals (see Appendix).

TABLE 3.1 – List of catch metrics (n_i = number of individuals for i th species; N = total number of individuals; L_j = j th length class in cm; N_j = number at j th length class; $L^{0.95}$ = quantile 95% of length distribution; $L^{0.05}$ = quantile 5% of length distribution; W = weight; $pisc$ = piscivores; C = whole catch across all species = landings + discards) and method used for their estimation (RC = asymptote of rarefaction curve; \tilde{x} = median of all resamples from sample sizes larger than 60% of the maximum sample size - see 3.2.2.3 and figure 3.2; \bar{x}_{logit} = mean on all logit-transformed replicates from sample sizes larger than 60% of the maximum sample size - see 3.2.2.3 and figure 3.2).

Type	Name	Code	Calculation	Description	Method
Species	Richness	S		Number of species	RC
	Evenness	$E_{1/D}$	$\frac{1/D}{D}$ with $D = \frac{\sum_i (n_i)^2}{\sum L_j \times N_j}$	Variability in species abundance (Simpson)	RC
Length	Mean length	\bar{L}	$\frac{\sum L_j \times N_j}{\sum N_j}$	Length of individuals in the catch in cm	\tilde{x}
	Length range	ΔL	$L^{0.95} - L^{0.05}$	Interpercentile range 5-95% of length distribution in cm	\tilde{x}
Functional	Piscivore weight proportion	PWR	$\frac{\sum W_{pisc}}{\sum W_C}$	Proportion of piscivores in catch	\bar{x}_{logit}
	Piscivore number proportion	PNR	$\frac{\sum N_{pisc}}{\sum N_C}$	In comparison with PWR, says if piscivores are larger than other functional groups	\bar{x}_{logit}

The FOs of passive and active gears cannot be directly compared because they use different capture processes based on different fish behaviour (Huse et al., 1999). Also for a given gear, the number of observed FOs per site differed (table 3.2). Sample size is known to affect the estimates of most selected metrics, especially species richness (Gotelli and Colwell, 2001; Magurran and McGill, 2011). Sample-based, i.e. FO-based, rarefaction curves were used to circumvent these problems. Individuals from the same FO can not be considered as independant entities. Indeed, they are likely to reflect spatial aggregation because the targeting undertaken by professional fishers focuses on places with high resource concentrations (Huse et al., 2000). FO-based, instead of individual-based, rarefaction curves were thus selected because they preserve the spatial structure of the data (Gotelli and Colwell, 2001; Magurran and McGill, 2011). Rarefaction curves tend to favor the species with the highest occurrences, contrary to methods that use the

frequency of the rarest species to estimate the frequencies of undetected species, that provide more accurate estimates of the total species richness of a community (Chao et al., 2005). Since the purpose in this study is to characterize not the whole community, but the part of the community, including the number of species, available to each gear, rarefaction curves were preferred. Because they are based on a re-sampling method, they could be used to estimate uncertainty in metric estimates ascribable to sample size (Efron and Tibshirani, 1994). Sample-based rarefaction curves were used to standardize metric estimates across gears to allow comparison between them (Gotelli and Colwell, 2001). For this, a bootstrap was carried out by randomly sampling with replacement FOs per combination of gear-site. The size of the re-sample varied from 1 to 20 FOs, or 1 to 50 FOs for gear-site combinations with more than 100 sampled FOs. A thousand replicates were drawn for each re-sample size. Metrics were calculated for each replicate.

With increasing sample size, the metric value converged toward an asymptotic value. The speed and shape of the convergence differed between metrics types, so different methods were used for their estimation (summarized in table 3.1; figure 3.2). Species metrics kept varying with increasing sample size, though they started to level off. They were estimated by determining the asymptote value and its associated standard deviation after fitting a Michaelis-Menten function : $S(n) = \frac{Smax \times n}{B+n}$, with S the value of the metric, $Smax$ the asymptotic value of the metric to be estimated, n the sample size and B the sample size to get half the asymptotic value - 'half life' value (figure 3.2a). Length and functional metrics converged rapidly with increasing sample size. Length metrics were estimated by calculating the median and standard deviation based on all replicates from the largest sample sizes. A threshold of 60% of the maximum sample size was chosen. Therefore, estimates of length metrics were calculated as the median of all replicates from 12 to 20 or from 30 to 50 FOs (figure 3.2b). Metrics of functional composition, bounded between 0 and 100, were first logit-transformed ($y = \log(\frac{x}{1-x})$) to make the values symmetrical and unbounded (Jørgensen and Pedersen, 1998). They were calculated as the mean value of all the logit-transformed replicates from 12 to 20 or 30 to 50 FOs (figure 3.2c), then converted back to the original scale. The standard deviation was calculated on the original scale as $\tilde{\sigma}_X = \tilde{X}(1 - \tilde{X})\hat{\sigma}_Y$ with $\tilde{X} = \frac{\exp(\hat{Y})}{1+\exp(\hat{Y})}$, \hat{Y} the logit-transformed values and $\hat{\sigma}_Y$ the standard deviation calculated on the logit-transformed values (Jørgensen and Pedersen, 1998).

3.2.2.4 Metric comparison among gears and sites

Rarefaction curves were used to estimate catch metrics standardized for sampling effort. One estimate was obtained for each gear-site combination. However, the estimates were associated with an uncertainty due to the variability between FOs. In order to account for this variability, a parametric resampling was carried out by randomly drawing 500 samples from a gaussian distribution $\mathcal{N}(Smax, \sigma^2)$ with $Smax$ the estimated value and σ its associated standard deviation, for each gear-site combination. They are referred to as 'resamples'.

A two-way analysis of variance (ANOVA) was undertaken for all resamples separately for each metric to highlight significant effects of gear and site. For this ANOVA (A1)

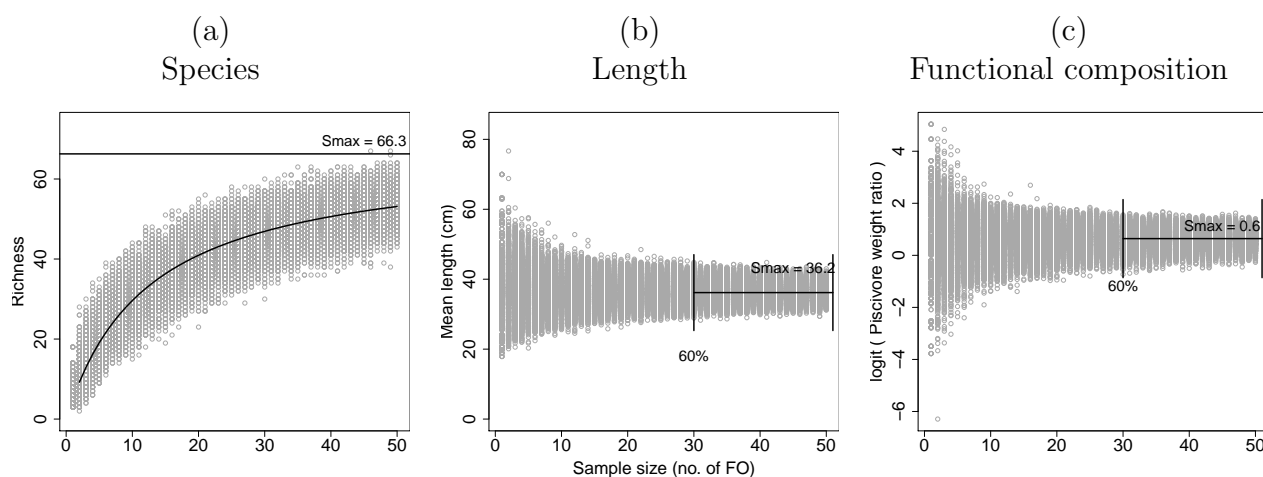


FIGURE 3.2 – Methods for estimating metrics devoid of sample size effect and for standardizing catches between different passive and active gears, illustrated for gillnets in the Southern site : (a) rarefaction curve and asymptotic value of a fitted Michaelis-Menten model for species richness, (b) median of replicates resampled with sample size larger than 60% of the maximum sample size, for mean length, and (c) mean of logit-transformed replicates resampled with sample size larger than 60% of the maximum sample size, for piscivore weight proportion.

linear models with metric as response variable, and gear and site as factors, were fitted and the effects of the factors on each metric were tested by a Fisher's test. All gears were included. The percentage of variance explained by each factor was calculated as the sum of squares for each factor divided by the total sum of squares. Since the sample size was artificially increased by the parametric resampling, only the relative importance of factors, and not the full results, was displayed and discussed.

Multivariate analyses were also undertaken using the resamples from the different gears and sites as individuals and catch metrics as variables. A principal component analysis (PCA1) was carried out to examine the relationships between species, length and functional metrics. Groups of resampled replicates based on their center of gravity were visualised through starplots by site (North and South) and by gear.

For the comparison of gears deployed on both sites, a second ANOVA (A2) was performed including a gear-site interaction effect. The gear-site interaction informs on whether the differences between gears varied between sites. Such differences neither ascribable to the gear nor to the site (i.e. the environment of the FOs) would likely to be due to the way the gear was rigged and/or deployed in the site and thus resulting from different fishers' strategies. Bottom and pelagic trawls as well as longlines were removed from this analysis as they were only present on one of the sites.

A second PCA (PCA2), similar to PCA1 but using only on resamples from the gears deployed in both sites was performed to highlight differences between sites by a given gear.

3.2.3 Results

3.2.3.1 Description of observer data for study sites

The number of observed fishing operations differed widely between gears and sites ranging from 14 to 175 (table 3.2). All gears were mainly targeting bottom-dwelling species, the main target species were flatfish, gadoids and other demersal fish (table 3.2). The main mesh size used in both sites for all gears, except for bottom trawls, was 100 mm. However, a wide range of mesh sizes were used by each gear, with a wider range in the South than in the North.

TABLE 3.2 – Number of sampled fishing operations (FO) and characteristics from each site and gear in number of sampled vessels, main group of target species (FLF = flatfish, DEF = demersal fish except gadoids, GAF = gadoid fish, MXF = diverse or unspecified fish) and mesh size mode with mesh size range in mm.

Site	Gear code	Gear name	No of FO	No of vessels	Targets	Mesh size [min-max] (mm)
South	TN	Trammel nets	112	11	FLF	100 [85-270]
	GN	Gillnets	175	14	DEF, GAF, MXF	100 [50-190]
	LL	Longlines	12	5	GAF, DEF	-
North	TN	Trammel nets	168	15	FLF	100 [70-100]
	GN	Gillnets	36	5	DEF	100 [84-110]
	PT	Pelagic trawls	14	7	DEF, GAF, MXF	100 [16-100]
	BT	Bottom trawls	62	16	FLF, MXF	70 [40-80]

The mean number of individuals per FO differed between fishing gears (figure 3.3a). Bottom and pelagic trawls caught more individuals per FO than nets and longlines, with trammel nets catching an intermediate number of individuals. In the South, the mean number of individuals caught was smaller than in the North, even for the same gear. The variability between FOs was large, especially for pelagic trawls.

Demersal fishes represented an important part of the catch for all gears (figure 3.3b). Benthic species also constituted an important part of the catch, especially benthic fish and crustaceans for bottom trawls, trammel nets and, to a lesser extent, gillnets in the Southern site. Pelagic species were caught in smaller proportions, even by pelagic trawls for which pelagic fishes represented less than 20% of the total catch weight.

Differences in catch lengths were observed, with bottom trawls catching the smallest individuals and longlines catching the largest ones (figure 3.3c). All gears caught individuals of lengths comprised between 20 and 40 cm.

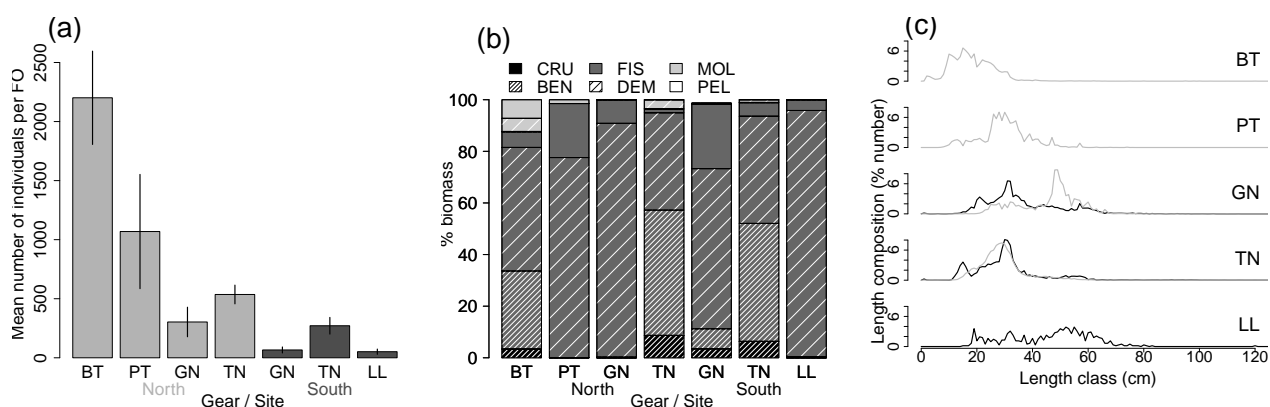


FIGURE 3.3 – Characterization of catches in the Southern Bay of Biscay (2003-2012) : (a) fishing intensity in mean number of individuals caught by each gear and site with vertical bars = 95% confidence intervals, and (b-c) fishing distribution across community components : (b) composition of the catch in combined taxonomic group (CRU = crustacean; FIS = fish; MOL = mollusc) and main habitat (BEN = benthic; DEF = demersal; PEL = pelagic), and (c) length composition of the catch, for each gear (BT = bottom trawls; GN = gillnets; LL = longlines; PT = pelagic trawls; TN = trammel nets) in the Southern site (black) and the Northern site (grey).

3.2.3.2 Catch metrics

Species richness varied widely between gears (figure 3.4a). Gillnets, trammel nets and bottom trawls caught a high number of species, while pelagic trawls caught a lower number of species and longlines caught less than 20 species. For gears being used in both sites (trammel nets and gillnets), richness was generally higher in the South than in the North, but this difference was not significant due to a high inter-FO variability.

There was no significant difference in evenness among gears (figure 3.4b). For the nets, the catch was generally more even in the South than in the North, though this difference was not significant.

Mean length varied between gears with longlines and gillnets catching the largest individuals, while bottom trawls caught smaller ones (figure 3.4c). Both pelagic trawls and trammel nets caught intermediate lengths, with mean length around 30 cm. Differences between the North and South differed among gears, mean length was similar for trammel nets, but smaller in the South for gillnets. The length range was similar between gillnets, trammel nets and pelagic trawls, while it was larger for longlines and smaller for bottom trawls (figure 3.4d). This means bottom trawls caught a narrower length range than other gears. The range of lengths caught was wider in the South than in the North for both gillnets and trammel nets.

The proportion of piscivores greatly differed between gears, with the proportion in weight being consistently larger than the proportion in numbers (figure 3.4e, f). Longlines, gillnets and pelagic trawls had a catch dominated by piscivores, while piscivores were inferior to 40% in the catch of trammel nets and bottom trawls (figure 3.4e, f).

The proportion of piscivores was similar between both sites for trammel nets but it was significantly lower for gillnets in the South than in the North.

3.2.3.3 Comparison of catch between study sites harvested by different combinations of gears

Results from the ANOVA undertaken on all gears (A1) showed significant effects of both site and gear on each metric ($p(F) < 0.05$). Gear explained a higher variance proportion for all metrics (table 3.3), compared to site. The unexplained part remained high ($> 70\%$) for evenness. By contrast, for mean length and piscivore proportions, gears explained the majority of variance ($> 85\%$), suggesting that those metrics are the most relevant to detect differences among gears.

TABLE 3.3 – Percentage of variance explained by gear and site for each catch metric from the analysis of variance undertaken on all gears deployed in each site (A1).

Metric	Gear	Site	% residuals
Richness	56.6	12.3	31.1
Evenness	26.0	3.8	70.1
Mean length	89.0	2.9	8.1
Length range	69.7	18.0	12.3
Piscivore weight proportion	85.3	4.9	9.8
Piscivore number proportion	86.8	5.3	7.9

The first two axes of the principal component analysis on all gears (PCA1) explained 79% of the total variance, with the first axis explaining 61%. Along this axis, a strong positive correlation was found between both piscivore proportions, mean length and length range (figure 3.5a). The higher the proportion of piscivores, the larger the individuals in the catch and the wider the length range. Richness was negatively correlated with length and functional metrics. The richer the catch, the smaller the proportion of piscivores, the smaller the individuals, but also the narrower the length range. Evenness was nearly independent from length and functional metrics but was negatively correlated with richness. This means that catches made of a small number of species were more even.

The grouping of resamples by gear clearly differentiated the gears, mainly along the length and functional metrics (figure 3.5b). Bottom trawls and trammel nets caught smaller individuals, a narrower length range and a smaller proportion of piscivore while longlines caught the largest individuals with a wide length range and a large proportion of piscivores (figure 3.5b). Pelagic trawls and gillnets were mainly differentiated by species metrics with gillnets having a richer catch (figure 3.5b).

Small differences between the Southern and the Northern sites were observed, the length of the individuals caught in the Southern site were slightly larger and more dominated by piscivores than the catch in the Northern site (figure 3.5c).

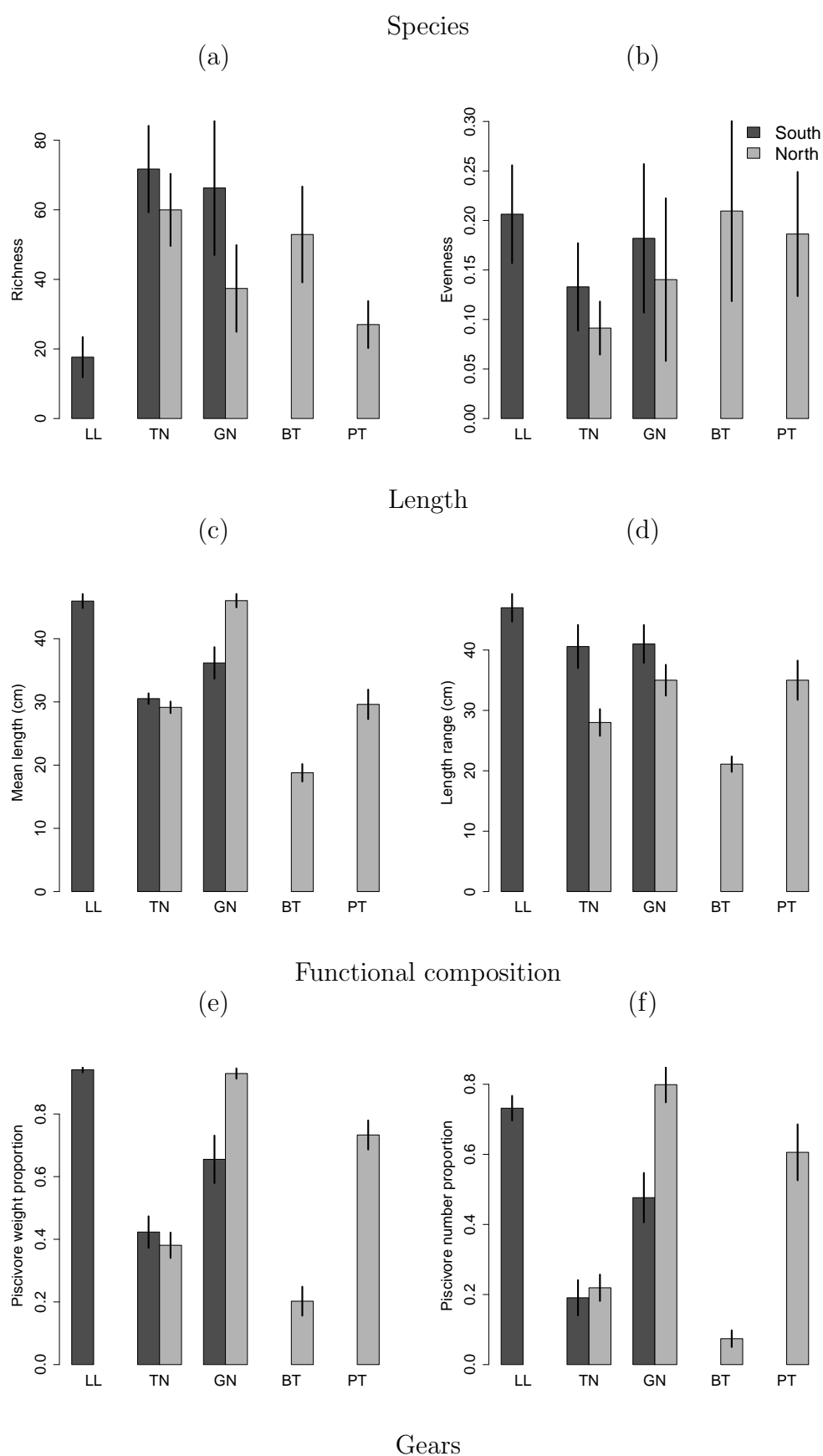


FIGURE 3.4 – Estimated catch metrics in the Southern (black) and Northern (grey) sites : (a) richness, (b) Simpson's evenness, (c) mean length in cm, (d) length range in cm, (e) piscivore weight proportion, and (f) piscivore number proportion, by gear (BT = bottom trawls; GN = gillnets; LL = longlines; PT = pelagic trawls; TN = trammel nets). Vertical bars represent two standard deviations.

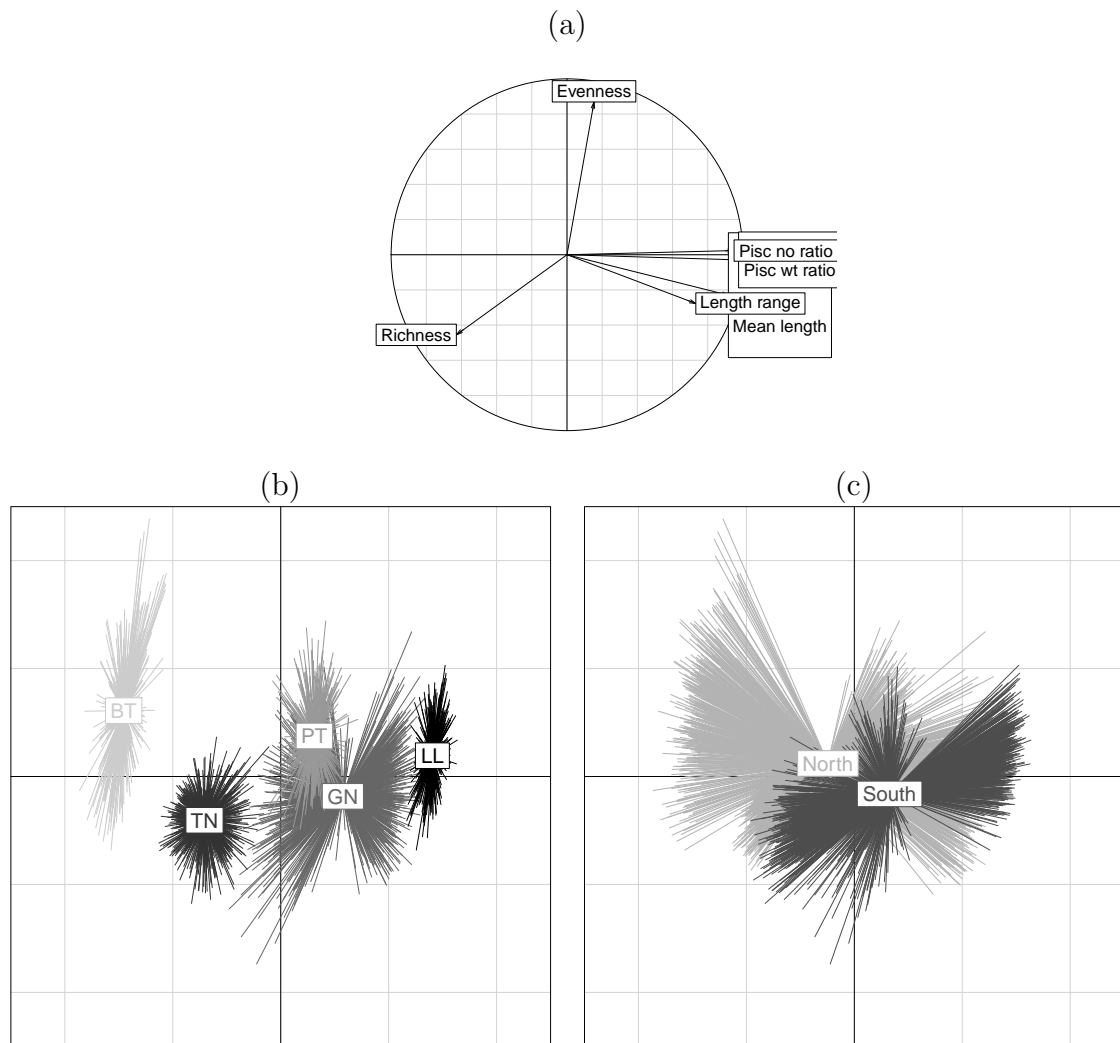


FIGURE 3.5 – Principal component analysis of catch metrics for all gears deployed in each site (PCA1) with 61% of the variance explained by the 1st axis, 18% explained by the 2nd axis. (a) Catch metrics loadings (Nb = number ; Wt = weight). Groups of resamples (b) by gear (BT = bottom trawls ; GN = gillnets ; LL = longlines ; PT = pelagic trawls ; TN = trammel nets) and (c) by site.

3.2.3.4 Comparison of catch by similar gears between study sites

Results from the ANOVA undertaken only on gears deployed in both sites, trammel nets and gillnets (A2) showed a significant effect of both gear and site on all metrics, as well as an effect of the gear-site interaction on all metrics except evenness (table 3.4).

While gear explained most of the variance for mean length and piscivore proportions ($> 66\%$), site explained a greater variance part for length range and richness (table 3.4). The gear-site interaction explained a small percentage of the variance for all metrics, except for mean length and piscivore weight proportion ($> 16\%$). The unexplained part remained high ($> 50\%$) for evenness and richness.

TABLE 3.4 – Percentage of variance explained by gear, site and gear-site interaction for each catch metric from the analysis of variance undertaken only on common gears deployed in both sites (A2).

Metric	Gear	Site	Gear-site interaction	% residuals
Richness	11.7	30.6	5.9	51.9
Evenness	16.1	8.7	0.0	75.1
Mean length	69.2	9.4	16.6	4.8
Length range	9.6	60.5	7.4	22.5
Piscivore weight proportion	66.9	11.9	17.2	4.1
Piscivore number proportion	73.9	12.5	7.8	5.9

Results from PCA2, undertaken only on gears deployed in both sites, clearly separates gear from site effects, which were mixed in PCA1 due to differences in gear deployment between the two sites. Grouping resamples by gear clearly differentiated gillnets and trammel nets, mainly along the first PCA axis, with gillnets catching larger individuals and larger proportions of piscivores than trammel nets (figure 3.6b). Differences between the Southern and the Northern sites were observed mainly along the second PCA axis (figure 3.6c). The catch was of wider length range, richer and more even in the Southern site than in the Northern site.

With PCA2, we can distinguish the metrics that discriminate gears from sites, while the differences between gears and sites were confused in PCA1 with differences in gear deployment. Similarly to results from PCA1, a strong positive correlation between mean length and both piscivore ratios and a negative correlation with richness (figure 3.6a) was found in PCA2. But contrary to PCA1, results from PCA2 showed no correlation between length range and mean length, and the correlation between richness and evenness was positive, meaning that the richer the catch, the more even.

3.2.4 Discussion

The first objective of this study was to propose a method to standardize and compare the distribution of catches across community components between passive and active fishing gears based on different sample sizes. Sample-based rarefaction curves were used

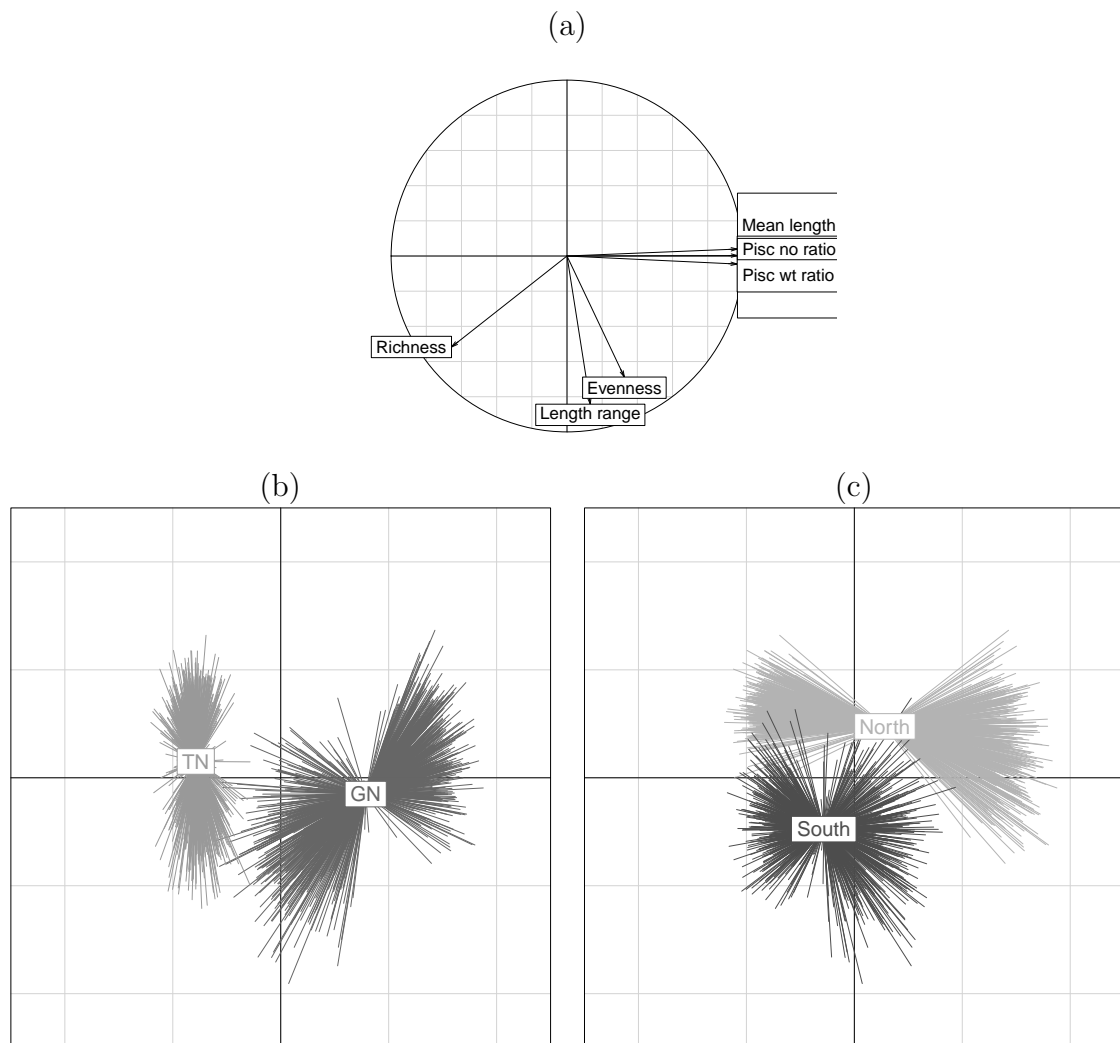


FIGURE 3.6 – Principal component analysis of catch metrics for the gears deployed in both sites (PCA2) with 56% of the variance explained by the 1st axis, 24% explained by the 2nd axis. (a) Catch metrics loadings (Nb = number; Wt = weight). Groups of resamples (b) by gear (GN = gillnets; TN = trammel nets) and (c) by site.

to address this objective. This method, even if limited by the small number of observations for some gear-site combination, was found appropriate for this purpose because metrics converged for all combinations of gear-site.

The second objective of this study was to propose suitable metrics to characterize the distribution of catches across community components in species, length and function, that can highlight differences between gears. Length and functional metrics were found to be the most relevant metrics, contrary to species metrics, for which a large part of the variance remained unexplained by gear, site, or gear-site interaction effect. Significant differences were found between gears, mainly in mean length and piscivore proportions. Smaller differences were found between sites, mainly in length range and species richness. The effect of the gear-site interaction was also significant when comparing catches from the gears deployed on both sites only. This means that taking account of the fishers' strategy, in addition to the gear, would provide a better understanding of the catch composition.

3.2.4.1 Estimation method

To characterize total fishing pressure at the community level, we need to take account of the pressures exerted by all gears deployed in a given area as well as the state of the community. This implies to simultaneously take account of both active and passive gears. For passive gears standardization of sampling effort is difficult. In this study, the number of sampled fishing operations differed between gears and sites. This is known to affect diversity, especially species richness (Magurran and McGill, 2011). Besides, fishing operations from different gears are not directly comparable, since gears have different capture processes which are based on different species behaviours. Therefore, none of the gears is likely to sample the whole community (Fraser et al., 2007; Huse et al., 2000). Instead, each gear will provide a restricted view of the marine community. To overcome these problems, rarefaction curves were used to characterize the part of the community available to each gear. Since convergence with increasing sample size was observed on all gears and sites, we assume that rarefaction curves accordingly reached this objective and are appropriate to compare different passive and active gears.

The potential bias introduced by sample size when estimating biodiversity is widely recognized. However, it has not been as much examined for other metrics, such as individual length or functional composition of the catch. To avoid bias, we widened the use of sample-based rarefaction curves to length and functional metrics. Interestingly, convergence differed greatly between metrics. Contrary to species metrics which kept varying with increasing sample size, the length and functional metrics had a fast convergence with increasing sample size. It means that, despite a wide range of mesh sizes used for each gear, selection in length and functional composition from the community by the different gears was rather homogeneous. However, this fast convergence was favored because these metrics quantify an average property from a sample, while species metrics quantify unique observations, what partly explains why they converged more slowly.

However, a drawback of rarefaction curve is that it can be biased if sample size is too small (Gotelli and Colwell, 2001). The limited number of observations for pelagic trawlers

in the North and longliners in the South ($n < 20$) might therefore bias our results on the differences by gear and site, especially for species metrics. The small number of observations further limited this study, by compelling to analyze all years and quarters together, which might mask seasonal or annual effects. This data limitation has three main reasons. First, the number of trips to sample, as calculated for the sampling plan, is limited by technical and financial constraints. Second, the sampling plan is not fully realized owing to weather conditions and low acceptance of the programme by some professional fishers. Third, we had to focus on a small spatial scale, constrained by the need to find two sites broadly ecologically similar, differing in the way they were harvested, but partly exploited by similar gears. The sampling plan was not established for the purpose of this study but for estimating discarded amounts per fishing métier on all the French maritime areas. This study suggests that the amount of data necessary to characterize fishing pressure on marine communities, especially on species, is larger than to estimate discards. If onboard observer programmes were redesigned so as to be used to characterize fishing pressure on marine communities, the sampling plan should include all gears deployed in all areas, with a minimum sample size for each.

3.2.4.2 Catch metrics

A wide variety of metrics could be used to characterize catches at the community level. The ones selected for this study were intended to be simple and easy to interpret while describing the distribution of catches across different dimensions of the marine community : species, length, and function. Those metrics have been widely calculated from survey data as 'state' indicators to characterize fishing impacts on communities, including for the whole Bay of Biscay (e.g. Rochet and Trenkel, 2005 ; Rochet et al., 2010 ; Shin et al., 2010). But we know of few studies estimating these metrics from catch data to characterize fishing pressure except Stergiou et al. (2002) ; Viana et al. (2013). However, because gears apply pressure on different components of the community (Piet et al., 2006), the use of such metrics to characterize pressure per gear appears necessary.

Length metrics, particularly mean length, and functional diversity in both number and weight were the most relevant to detect differences between gears and sites. The gears catching the largest fish were also catching the most piscivores in both number and weight. These patterns tend to confirm that piscivores were larger than other parts of the catch. Therefore, the classification of species into functional groups based on their diet as adults did not bias our results. The mean lengths of the catch found in this study, between 19 and 46 cm, were larger than estimates calculated with the EVHOE bottom trawl survey data from the same sites, between 11 and 17 cm (Fauconnet, unpublished data). The same was true for piscivore proportions. Our estimates varied from 20 to 94% in weight and from 7 to 80% in number, while estimates from survey were much smaller : <4% in weight, and <1% in number (Fauconnet, unpublished data). This provides empirical evidence that commercial gears in general, but some more than others, select towards larger individuals and more piscivores than survey gear.

Species metrics were the metrics for which the smallest part of the variance was explained by the gears and sites. Small differences in evenness across gears can be due to fisheries targeting and catching mainly benthic-demersal species, many of which are

solitary species. A catch made of gregarious species would have resulted less even than this. The small difference in evenness between fishing gears and sites can also result from the patchy sampling due to fishers targeting places where the resource is highly concentrated. Payne et al. (2005) found that Simpson's measure of evenness gives precise and unbiased estimates regardless of the underlying patchiness of the distribution, but it does not perform as well if the sampling is biased towards sites with greater number of organisms, as it is the case here. Evenness turned out not to be appropriate to detect differences between commercial gears. The grouping of species at genus or family level undertaken to get a consistent level of species identification across the whole dataset might have masked differences in richness and evenness between gears or sites. It highlights the importance of the quality of species identification in observer programmes, and that particular care should be taken, especially if the data are to be used for studies at the community level.

3.2.4.3 Comparison of pressure between gears and sites

Our results suggest that catch composition in species, length and function differ among gears. However, none of the gears was found to have the most, or least, diverse catch across all metrics. Notably, our results are not consistent with the prejudice that trawls have a more diverse catch than passive gears. Indeed, we found that the gears catching the largest individuals were also catching the widest length range. Bottom trawls caught smaller individuals than nets and longlines as expected, but with a narrower length range. This restricted length range can be explained by large fish being more efficient at escaping the trawl than smaller individuals (Huse et al., 2000). With respect to species, pelagic trawls had a slightly more even catch than gillnets but caught less species. These findings highlight that the criteria passive - active gears is not relevant to compare fishing pressures on marine communities. It further suggests that the aspect of diversity to be considered needs to be clearly explicated for management purpose, if fishing pressures are to be managed.

By comparing catches between two sites that are broadly similar ecologically, and differ in the way they are harvested but are partly exploited by similar gears, we were able to distinguish the effect of the gear from the effect of the site on the catch composition. Considering all gears, small differences were found between sites, with the catch from the South slightly larger-sized and with more piscivore than the catch from the North. However, the wider length range, and greater richness when only comparing gears deployed in both sites, characterizing the Southern site also proved that the catch was more heterogeneous in length and richer in this site compared to the Northern site. Those differences can be due to a difference of harvesting between sites (i.e. pressure), in particular to the trawling ban in the Southern site, or to the sites themselves (i.e. state). Even if the sites were selected to be as similar as possible, some structural and biological differences may exist between the two sites. For instance, the presence of the Capbreton canyon in the Southern site is known to attract mature hake (Sanchez and Gil, 2000), while the Adour river plume plays an important role as a nursery for many species. The importance of both biological functions on this site might explain the wider length range observed. Studies on the annual variations would help in determining whether catches dif-

ferred between sites because the underlying communities were different to start with (i.e. differences in state), or because they were harvested by different gear combinations (i.e. differences in pressure). This would further complete the knowledge of fishing pressure by taking account, besides their absolute values, of metric trajectories (Jennings, 2005). The Southern Bay of Biscay has been harvested for over a century, mostly by trawlers but also netters and longliners (Quero and Cendrero, 1996). The catch composition has considerably changed since the beginning of the harvest. Back then, some large demersal piscivores were highly frequent in the catch, while now they are no longer found (Quero and Cendrero, 1996). This historical record is qualitative though, and quantitative data have not been available for long enough to study in details the effects of fishing history on marine communities.

The gear-site interaction was tested to determine whether differences between sites varied between gears, which would likely result from differences in the way the gears were rigged and/or deployed in each site, i.e. from different fishers' strategies. The gear-site interaction which could only be tested for trammel nets and gillnets was significant for all metrics, particularly mean length and piscivore weight ratio, but not for evenness. The diversity of targets and strategies for those gears implies that the gear level may be too general, contrary to the study by Stergiou et al. (2002) which found that the gear level, independent of mesh size and season, was informative to characterize pressure on species composition and diversity. Taking account of more information, such as target species and/or mesh size, could enable to more accurately characterize fishing pressure (Cornou et al., 2013; Dubé et al., 2012). Based on the catch composition, two main groups of gears related to the type of target species can be distinguished. The gears targeting benthic species, bottom trawls and trammel nets, tended to catch more species with a smaller mean length, a narrower length range and a smaller proportion of piscivores than the gears used to target gadoids or other demersal fish, i.e. gillnets, longlines and pelagic trawls. The diversity of target species can also play an important role. While longlines often target a small number of species, bottom trawls are usually less specialized (Sanchez et al., 2013). Better understanding how targeting affects the catch composition might help assessing fishing pressures on marine communities.

3.2.4.4 Conclusions

This study aimed at characterizing fishing pressure at the community level based on onboard observer data. Total pressure on marine communities was estimated here as total catch, i.e. including discards. The latter can be a significant part of the catch and has been shown by Viana et al. (2013) to be important to estimate fisheries' ecological footprint. This study highlights the importance in observer programmes to consistently and exhaustively sample the total catch, i.e. both landings and discards of all species. However, even total catch is likely to underestimate pressure exerted by fisheries on marine communities. Indeed, it does not account for the mortality on individuals that were not brought onboard, for example those that escaped the gear with potential severe injuries (Ingolfsson and Jørgensen, 2006). Pressure on habitats and on benthic organisms could not be examined with the available data either. Indeed, for practical reasons, the protocol cannot include data collection on more species, and 'community' had to be restricted in

this study to fish and commercial invertebrates. Some community components are likely to undergo more pressure than others, since targets and many catch components are similar between the different gears deployed in both sites. How the different gears compete with each other remains to be studied to highlight community components that are under higher pressure. In this study, we focused on how catches were distributed across community components. However pressure exerted on highly abundant or productive species will likely have different impacts than pressure exerted on rare or vulnerable species. A complementary approach would be to quantify the intensity of pressure undergone by each component, and their ability to sustain it, for example with methods such as the Productivity Susceptibility Analysis (Smith et al., 2007). This study suggests that fishing pressure indeed varies among gears and among sites exploited by different gear combinations. The impacts of this contrasted pressure on marine communities remain to be studied.

Acknowledgements

We thank two anonymous referees for their comments and suggestions. Laurence Fauconnet received a PhD fellowship from the Région Pays de la Loire. Support provided by the French Department for Ecology, Sustainable development and Energy (Direction des Pêches Maritime et de l'Aquaculture), and the Pew Charitable Trusts. The opinions expressed are those of the authors and do not necessarily reflect the views of the funding organizations. The authors would like to thank Olivier Gaudou and Joël Diméet for their valuable contribution to the French observer programme. We thank Jocelyne Martin and Pascal Laffargue for help in grouping the species. We also thank all fishers and observers who participated in the French observer programme.

Appendix

Cf. table 3.5.

References

Alfaro-Shigueto J, Mangel JC, Pajuelo M, Dutton PH, Seminoff JA, Godley BJ. Where small can have a large impact : Structure and characterization of small-scale fisheries in Peru. *Fish Res* 2010 ;106(1) :8–17. doi :10.1016/j.fishres.2010.06.004.

Attwood CG, Petersen SL, Kerwath SE. Bycatch in South Africa's inshore trawl fishery as determined from observer records. *ICES J Mar Sci* 2011 ;68(10) :2163–74. doi :10.1093/icesjms/fsr162.

Borja A, Uriarte A, Egaña J. Environmental factors and recruitment of mackerel, *Scomber scombrus* l. 1758 , along the north-east Atlantic coasts of Europe. *Fish Oceanogr* 2002 ;11(2) :116–127.

Borja A, Uriarte A, Egaña J, Motos L, Valencia V. Relationships between anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment and environment in the Bay of Biscay (1967-1996).

Fish Oceanogr 1998 ;7(3/4) :375–80.

Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Shen TJ. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data : A new statistical approach for assessing similarity. *Ecol Lett* 2005 ;8(2) :148– 59. doi :10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x.

Cornou AS, Diméet J, Tétard A, Gaudou O, Dubé B, Fauconnet L, Rochet MJ. Observations à bord des navires de pêche professionnelle - Bilan de l'échantillonnage 2012. Technical Report ; Ifremer ; 2013.

Dubé B, Diméet J, Rochet MJ, Tétard A, Gaudou O, Messannot C, Fauconnet L, Morizur Y, Biseau A, Salaun M. Observations à bord des navires de pêche professionnelle - Bilan de l'échantillonnage 2011. RBE/STH/LTBH 2012-008 ; Ifremer ; 2012.

Efron B, Tibshirani R. An Introduction to the Bootstrap. Chapman and Hall/CRC ed. Number 57 in Monographs on Statistics & Applied Probability, 1994.

European Union. 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. 2008.

Fraser HM, Greenstreet SP, Piet GJ. Taking account of catchability in groundfish survey trawls : implications for estimating demersal fish biomass. *ICES J Mar Sci* 2007 ; 64(9) :1800–1819.

Garcia SM, Kolding J, Rice J, Rochet MJ, Zhou S, Arimoto T, Beyer JE, Borges L, Bundy A, Dunn D, Fulton EA, Hall M, Heino M, Law R, Makino M, Rijnsdorp AD, Simard F, Smith ADM. Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science* 2012 ;335(6072) :1045–7. doi :10.1126/science.1214594.

Garcia SM, Zerbi A, Aliaume C, Do Chi T, Lasserre G. The ecosystem approach to fisheries : issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. Number 443 in FAO Fisheries Technical Paper. Rome : Food & Agriculture Organisation, 2003.

Gotelli NJ, Colwell RK. Quantifying biodiversity : procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* 2001 ;4(4) :379–391.

Hall MA, Alverson DL, Metzals KI. By-catch : Problems and solutions. *Mar Pollut Bull* 2000 ;41(1-6) :204–19.

Huse I, C Gundersen A, H Nedreaas K. Relative selectivity of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*, Walbaum) by trawls, longlines and gillnets. *Fish Res* 1999 ;44(1) :75–93.

Huse I, Løkkeborg S, Soldal AV. Relative selectivity in trawl, longline and gillnet fisheries for cod and haddock. *ICES J Mar Sci* 2000 ;57(4) :1271–1282.

Ingolfsson A, Jørgensen T. Escapement of gadoid fish beneath a commercial bottom trawl : relevance to the overall trawl selectivity. *Fish Res* 2006 ; 79(3) :303–312.

Jennings S. Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish Fish* 2005 ;

6(3) :212–232.

Jørgensen E, Pedersen AR. How to obtain those nasty standard errors from transformed data - and why they should not be used : Internal report. volume 7. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, 1998.

Le Pape O, Chauvet F, Désaunay Y, Guérault D. Relationship between interannual variations of the river plume and the extent of nursery grounds for the common sole (*Solea solea*, L.) in Vilaine Bay. Effects on recruitment variability. J Sea Res 2003 ;50(2-3) :177–85. doi :10.1016/S1385-1101(03)00061-3.

Le Suavé R, Bourillet JF, Coutelle A. La marge nord du golfe de Gascogne : Connaissances générales et apport des nouvelles synthèses de données multifaisceaux 2000 ;URL : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00071/18199/>.

Le Tixerant M. Cartographie de la réglementation des pêches professionnelles- Régions Aquitaine et Poitou Charente. Technical Report ; Comités Régionaux des Pêches et des élevages Marins de la région Aquitaine et de la région Poitou-Charentes, Association du Grand Littoral Atlantique (AGLIA) ; 2006.

Leblond E, Daures F, Berthou P, Merrien C, Pitel-Roudaut M, Brigaudeau C, Demaneche S, Jezequel M, L'Equipe D'Exploitation Du Systeme Harmonie Du Sih , Bodere E, Le Blond S. Synthèse des flottilles de pêche 2008 - Flotte Mer du Nord - Manche - Atlantique - Méditerranée. 2010.

Magurran AE, McGill BJ. Biological Diversity - Frontiers in Measurement and Assessment. New York : Oxford University Press, 2011.

Morandeau G, Macher C, Sanchez F, Bru N, Fauconnet L, Caill-Milly N. Why do fishermen discard ? Distribution and quantification of the causes of discards in the Southern Bay of Biscay passive gear fisheries. Mar Policy 2014 ; 48 :30–8. doi : 10.1016/j.marpol.2014.02.022.

Payne LX, Schindler DE, Parrish JK, Temple SA. Quantifying spatial pattern with evenness indices. Ecol Appl 2005 ;15(2) :507–520.

Piet G, Quirijns J, Robinson L, Greenstreet S. Potential pressure indicators for fishing, and their data requirements. ICES J Mar Sci 2006 ;64 :110 –21.

Quero JC, Cendrero O. Incidence de la pêche sur la biodiversité ichtyologique marine : le bassin d'Arcachon et le plateau continental sud Gascogne. Cybium 1996 ;20(4) :323–356.

Quéro JC, Vayne JJ. Les Poissons de mer des pêches françaises. Delachaux Et Niestlé, 2005.

Revill A. Survival of discarded fish - A rapid review of studies on discard survival rates. Technical Report ; 2012.

Rochet MJ, Trenkel VM. Factors for the variability of discards : assumptions and field evidence. Can J Fish Aquat Sci 2005 ;62(1) :224–35. doi :10.1139/f04-185.

Rochet MJ, Trenkel VM, Carpentier A, Coppin F, De Sola LG, Léauté JP, Mahé JC, Maiorano P, Mannini A, Murenu M, Piet G, Politou CY, Reale B, Spedicato MT, Tserpes G, Bertrand JA. Do changes in environmental and fishing pressures impact marine com-

munities? An empirical assessment. *J Appl Ecol* 2010 ;47(4) :741–50. doi :10.1111/j.1365-2664.2010.01841.x.

Sanchez F, Gil G. Hydrographic mesoscale structures and Poleward Current as a determinant of hake (*Merluccius merluccius*) recruitment in southern Bay of Biscay. *ICES J Mar Sci* 2000 ;57 :152–70.

Sanchez F, Morandeau G, Bru N, Lissardy M. A restricted fishing area as a tool for fisheries management : Example of the Capbreton canyon, southern Bay of Biscay. *Mar Policy* 2013 ;42 :180–9. doi :10.1016/j.marpol.2013.02.009.

Shin YJ, Bundy A, Shannon LJ, Simier M, Coll M, Fulton EA, Link JS, Jouffre D, Ojaveer H, Mackinson S. Can simple be useful and reliable? using ecological indicators to represent and compare the states of marine ecosystems. *ICES J Mar Sci* 2010 ;67(4) :717–731.

Smith ADM, Fulton EJ, Hobday AJ, Smith DC, Shoulder P. Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES J Mar Sci* 2007 ;64(4) :633–639.

Sourget Q, Biais G. Ecologie, biologie et exploitation du maigre du golfe de Gascogne. Rapport final convention SMIDDEST-IFREMER-CNRS ; 2009. URL : http://oai.eau-adour-garonne.fr/oai-documents/58983/GED_00000000.pdf.

Stergiou KI, Moutopoulos DK, Erzini K. Gill net and longlines fisheries in Cyclades waters (Aegean Sea) : species composition and gear competition. *Fish Res* 2002 ;57(1) :25–37.

Viana M, McNally L, Graham N, Reid DG, Jackson AL. Ignoring discards biases the assessment of fisheries' ecological fingerprint. *Biol Lett* 2013 ; 9(6) :20130812–. doi : 10.1098/rsbl.2013.0812.

TABLE 3.5 – APPENDIX. Classification of species, genus or family by main habitat, taxonomic and functional groups (nei = not elsewhere identified).

Taxon	Main habitat	Taxonomic group	Functional group
<i>Alloteuthis</i>	demersal	mollusc	non-piscivore
<i>Alopias vulpinus</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Alosa</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Argentina</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Argyrosomus regius</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Arnoglossus</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Auxis rochei rochei</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Balistes capriscus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Belone belone</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Beryx decadactylus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Boops boops</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Brama brama</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Buccinum undatum</i>	benthic	mollusc	non-piscivore
<i>Buglossidium luteum</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Callionymus</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Cancer pagurus</i>	benthic	crustacean	non-piscivore
<i>Carangidae</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Cepola macrophthalma</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Ciliata mustela</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Citharus linguatula</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Clupea harengus</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Conger conger</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Crangon crangon</i>	demersal	crustacean	non-piscivore
<i>Dalatias licha</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Dasyatis pastinaca</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Delphinus delphis</i>	pelagic	mammal	piscivore
<i>Dicentrarchus labrax</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Dicologlossa cuneata</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Diplodus cervinus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Diplodus puntazzo</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Diplodus sargus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Diplodus vulgaris</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Echiichthys vipera</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Engraulis encrasicolus</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Euthynnus alletteratus</i>	pelagic	fish	piscivore

Taxon	Main habitat	Taxonomic group	Functional group
<i>Gadus morhua</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Galeorhinus galeus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Galeus melastomus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Gobiidae</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Heptranchias perlo</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Hexanchus griseus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Hippocampus</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Homarus gammarus</i>	benthic	crustacean	non-piscivore
<i>Illex coindetii</i>	pelagic	mollusc	non-piscivore
<i>Labrus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Leucoraja naevus</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Limanda limanda</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Lithognathus mormyrus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Loligo</i>	pelagic	mollusc	non-piscivore
<i>Lophius</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Maja brachydactyla</i>	benthic	crustacean	non-piscivore
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Merlangius merlangus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Merluccius merluccius</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Microchirus</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Micromesistius poutassou</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Mola mola</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Molva molva</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Mugilidae</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Mullus</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Mustelus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Myliobatis aquila</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Necora puber</i>	benthic	crustacean	non-piscivore
<i>Nephrops norvegicus</i>	benthic	crustacean	non-piscivore
<i>Octopus</i>	benthic	mollusc	non-piscivore
<i>Pagellus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Pagrus pagrus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Palinuridae</i>	benthic	crustacean	non-piscivore
<i>Pecten maximus</i>	benthic	mollusc	non-piscivore
<i>Pegusa lascaris</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Petromyzon marinus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Phocoena phocoena</i>	pelagic	mammal	piscivore
<i>Phrynorhombus norvegicus</i>	benthic	fish	non-piscivore

Taxon	Main habitat	Taxonomic group	Functional group
<i>Platichthys flesus</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Pleuronectes platessa</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Pollachius pollachius</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Pollachius virens</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Polyprion americanus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Prionace glauca</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Phycis blennoides</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Phycis phycis</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Raja clavata</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Rajidae nei</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Salmo salar</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Salmo trutta trutta</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Sarda sarda</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Sardina pilchardus</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Sarpa salpa</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Scomber colias</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Scomber scombrus</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Scomberomorus</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Scophthalmus maximus</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Scophthalmus rhombus</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Scorpaena</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Scyliorhinus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Sepia</i>	demersal	mollusc	non-piscivore
<i>Seriola</i>	pelagic	fish	piscivore
<i>Serranus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Solea nei</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Solea solea</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Sparus</i>	demersal	fish	piscivore
<i>SpondylIOSoma cantharus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Sprattus sprattus</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Squalus acanthias</i>	demersal	fish	piscivore
<i>Stenella coeruleoalba</i>	pelagic	mammal	piscivore
<i>Syngnathus</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Torpedo</i>	benthic	fish	piscivore
<i>Trachinus draco</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Trachurus</i>	pelagic	fish	non-piscivore
<i>Triglidae</i>	benthic	fish	non-piscivore
<i>Trisopterus</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Umbrina canariensis</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Umbrina cirrosa</i>	demersal	fish	non-piscivore
<i>Zeus faber</i>	demersal	fish	piscivore

3.3 Lien pression - état sur les communautés et deux espèces du Sud Gascogne

3.3.1 Introduction

Le contraste d'exploitation qui existe entre les deux sites du cas d'étude Sud Gascogne se prête bien à l'étude comparative des impacts de différents types d'exploitation sur les communautés marines. Cependant, pour faire le lien entre pression et impact, il faut prouver que l'état des communautés résulte directement de la pression considérée (FAO, 1999). Dans une étude empirique, les différentes pressions exercées sur la communauté et les facteurs influençant la composition et la dynamique de la communauté sont confondus (Planque et al., 2010; Rochet et al., 2013). La mise en évidence de l'effet prépondérant d'une pression sur les autres n'est donc pas une tâche facile. En outre, les pressions dépendent de ce qui est disponible dans la communauté. La composition exacte de la communauté n'étant pas connue, les captures sont utilisées comme mesures indirectes de la pression. La composition de la capture peut cependant refléter, non seulement la pression, mais aussi ce qui est disponible dans la communauté.

Les sites du cas d'étude Sud Gascogne ayant été choisis pour être aussi similaires que possible aux niveaux structurel et écologique, nous faisons l'hypothèse que les compositions des communautés y sont semblables, et que les captures reflètent donc les pressions exercées sur ces communautés. Comme vu dans la partie précédente (section 3.2), les engins déployés dans le site Sud capturent en moyenne plus d'individus de grande taille et d'espèces prédatrices que les engins déployés dans le site Nord. Ce cas d'étude permet donc de tester les hypothèses selon lesquelles la capture préférentielle (i) des grands individus entraînerait une modification du spectre de taille de la communauté (Rochet and Benoit, 2011), et (ii) celle des prédateurs, une perturbation du réseau trophique (Bundy et al., 2005; Rochet et al., 2011). Sous ces hypothèses, on attend donc que la communauté du site Sud présente (i) un spectre de taille plus étroit et davantage dominé par les petits individus, et (ii) un réseau trophique moins diversifié et davantage dominé par les espèces fourrages, que la communauté du site Nord. Une analyse exploratoire visant à comparer l'état des communautés entre les deux sites est donc menée afin d'étudier si ces hypothèses peuvent être corroborées de façon empirique.

Le changement d'échelle biologique population - communauté est au cœur des questionnements engendrés par l'approche écosystémique des pêches. Des impacts différents sont attendus entre communauté et population (Zhou, 2008). La comparaison des états entre ces deux échelles biologiques permet de tester si ces différences se confirment de façon empirique. Les espèces n'ayant pas toutes les mêmes vulnérabilité et productivité, elles vont subir différemment les pressions, résultant en des impacts qui ont toutes chances de différer d'une espèce à l'autre (Jennings et al., 1999). Ainsi, la comparaison des états de deux espèces à biologies contrastées permet d'étudier ces différences.

L'objectif de cette partie est de déterminer si un lien peut être mis en évidence entre pression et état pour ces deux échelles biologiques.

3.3.2 Matériels et méthodes

Pour tester les hypothèses décrites ci-dessus, une approche par métrique est employée. Les données des campagnes scientifiques sont utilisées pour estimer des métriques décrivant la diversité des communautés en espèce, taille et groupes fonctionnels, et celle des populations en taille.

3.3.2.1 Métriques de diversité

Les métriques de diversité utilisées pour caractériser l'état des communautés sont les mêmes que celles utilisées pour caractériser la distribution des captures parmi les composantes de la communauté (cf. table 3.1) :

- En espèces : richesse spécifique et équitabilité,
- En tailles : taille moyenne et gamme de taille,
- En groupes fonctionnels : proportion de piscivores en poids.

L'indicateur grands poissons, défini comme le pourcentage d'individus de taille ≥ 30 cm dans la capture totale en nombre, est également utilisé. Le seuil de 30 cm choisi correspond au quantile 95% des spectres de taille issus des données de campagnes scientifiques sur la zone d'étude.

Richesse spécifique, équitabilité et pourcentage de piscivores permettent de tester l'hypothèse selon laquelle la capture des prédateurs aurait entraîné une simplification du réseau trophique. Des valeurs faibles sont attendues pour un réseau trophique simplifié.

L'indicateur grands poissons permet de tester l'hypothèse selon laquelle la capture des grands individus aurait entraîné une modification du spectre de taille. Un indicateur grands poissons plus faible traduirait une altération de la structure en taille. Cette hypothèse est également testée au moyen de la taille moyenne des captures et des gammes de taille capturées, qui sont calculées au niveau communauté et population. La capture préférentielle des individus de grande taille devrait se traduire par des communautés et populations avec une taille moyenne plus petite et une gamme de taille plus étroite.

3.3.2.2 Campagnes scientifiques

Comme présenté dans le chapitre 2 (section 2.5.4), les campagnes scientifiques halieutiques fournissent une vision partielle de la communauté à une saison donnée et avec l'engin d'échantillonnage employé. L'échantillonnage étant aléatoire et standardisé et l'engin d'échantillonnage restant inchangé tout au long de la série temporelle, la comparaison des données de campagnes scientifiques entre les deux sites de notre cas d'étude permet de comparer l'état des populations et communautés et l'analyse des séries temporelles.

Deux campagnes scientifiques démersales sont menées sur les sites du cas d'étude Sud Gascogne : EVHOE et NURSE. Cependant, pour cette étude, seules les données de la campagne EVHOE ont été utilisées car elles présentent une série de données plus longue et régulière que celle de la campagne NURSE. Le nombre de traits EVHOE disponible sur les deux sites de notre cas d'étude étant restreint, les métriques ont dû être calculées sur des regroupements de cinq ans (table 3.6). Seuls trois traits ayant été échantillonnés

sur les deux sites pour la période 1997-2001, cette période n'est pas prise en compte dans la suite. Chaque métrique est d'abord calculée par trait, puis la moyenne entre les traits est calculée par groupe de cinq ans. La moyenne par trait a été choisie car les individus capturés dans un même trait ne peuvent pas être considérés comme indépendants les uns des autres (Cotter, 2009).

TABLE 3.6 – Nombre de traits réalisés pendant la campagne EVHOE sur les deux sites côtiers du cas d'étude Sud Gascogne par groupe de 5 ans

Site	1987-1991	1992-1996	1997-2001	2002-2006	2007-2011
Sud	19	9	3	9	9
Nord	11	6	3	5	5

3.3.2.3 Sélection des espèces

Le chalut de fond à grande ouverture verticale utilisé dans la campagne EVHOE capture des proportions importantes d'espèces pélagiques, espèces à forte mobilité et sur lesquelles les effets de la pêche ne sont donc pas identifiables à une échelle locale. Aussi pour notre étude, seules les espèces benthodémersales sont conservées pour caractériser l'état des communautés.

Afin de caractériser les états au niveau 'population', nous avons sélectionné deux espèces qui sont capturées en fortes proportions d'après les observations en mer réalisées sur les navires de pêche professionnelle sur les deux sites étudiés. La sole commune (*Solea solea*) est l'espèce qui est capturée en plus grande proportion par les engins professionnels. Cependant, cette espèce étant mal échantillonnée par le chalut à grande ouverture verticale utilisé dans EVHOE, les résultats n'auraient pas été représentatifs. La sole n'a donc pas été retenue. Les deux espèces choisies sont le merlu européen (*Merluccius merluccius*) et le tacaud commun (*Trisopterus luscus*). Ces deux espèces ont également été retenues car elles présentent un contraste intéressant des points de vue exploitation et biologique. Le merlu est une espèce à forte valeur commerciale dans le Sud Gascogne qui fait l'objet d'une capture ciblée et qui est rejetée en faible proportion (6% de sa capture rejetée en poids d'après les données d'observation à la mer). En outre, c'est une espèce prédatrice de grande taille avec une taille maximale (Lmax) de 140 cm (Quéro and Vayne, 2005). En comparaison, le tacaud est une espèce à faible valeur commerciale dans le Sud Gascogne qui fait l'objet de captures accessoires et qui est rejetée en forte proportion (90% de sa capture rejetée en poids d'après les données d'observation à la mer). En outre, c'est une espèce de petite taille (Lmax = 45 cm), se nourrissant de crustacés, mollusques, polychètes et petits poissons, servant de proie à de nombreux piscivores (Quéro and Vayne, 2005).

3.3.3 Résultats et discussion

3.3.3.1 Comparaison des communautés

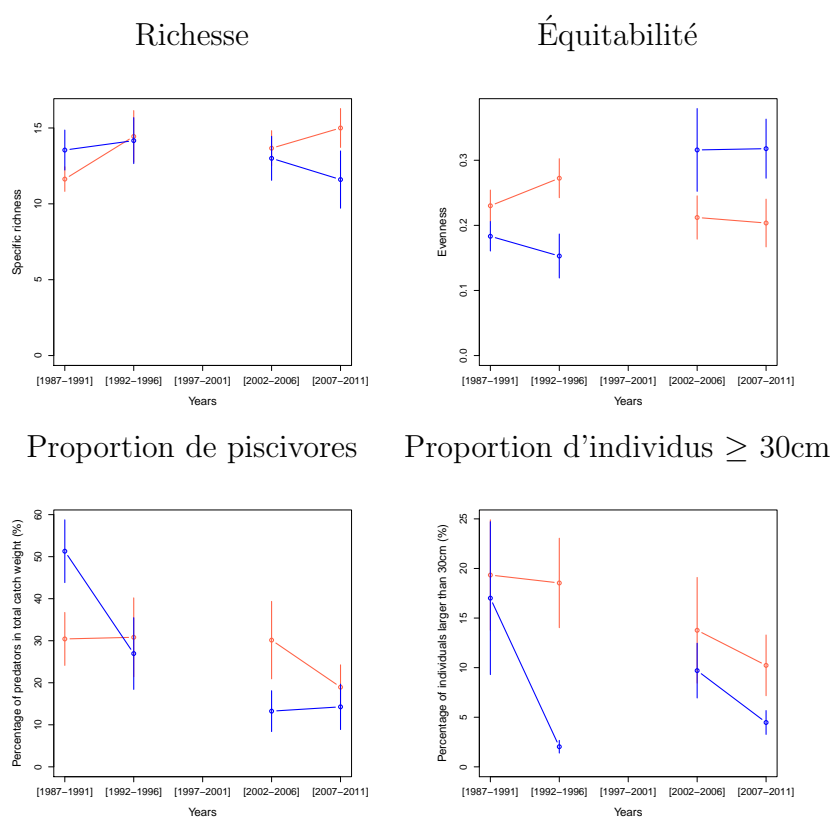


FIGURE 3.7 – Métriques de diversité estimées en moyenne par trait par groupe de 5 ans pour les communautés des sites Sud (en rouge) et Nord (en bleu). Les lignes verticales représentent deux fois l'écart-type.

La richesse spécifique moyenne par trait diffère peu entre les deux sites (figure 3.7). Des différences d'équitabilité sont observées entre les deux sites. Ces différences s'inversent entre la première et la dernière décennie. Sur la dernière décennie, l'équitabilité est plus faible (donc une dominance plus forte) en moyenne dans le site Sud que dans le Nord. Des différences dans la proportion de piscivores sont observées entre les deux sites, même si elles sont pas significativement différentes à chaque période. Ces différences s'inversent entre la première et la dernière décennie pour laquelle la proportion de piscivores dans le site Nord est en moyenne plus faible. Une différence plus ample est observée dans le site Nord entre le début et la fin de la série. La proportion d'individus de grande taille est plus élevée en moyenne tout au long de la série temporelle dans le site Sud.

Des différences d'état existent entre les communautés des deux sites, cependant elles ne corroborent pas les hypothèses testées. Alors que la dominance plus forte observée dans le site Sud serait en faveur de l'hypothèse d'un réseau trophique simplifié dans ce site, ce résultat ne se retrouve pas avec la proportion de prédateurs pour laquelle les différences ne sont significatives entre les deux sites. La proportion d'individus de grande

taille, plus élevée dans le site Sud que dans le Nord est également contraire à l'hypothèse selon laquelle le spectre de taille serait dominée par les petits individus dans le Sud. Cependant, cette étude est limitée par le nombre restreint de traits échantillonnés pour chaque période sur les deux sites. En outre, il est probable que la zone d'étude soit trop restreinte pour voir des effets sur les communautés, en particulier sur les grands individus et espèces prédatrices qui présentent généralement une forte mobilité.

3.3.3.2 Comparaison populations - communauté

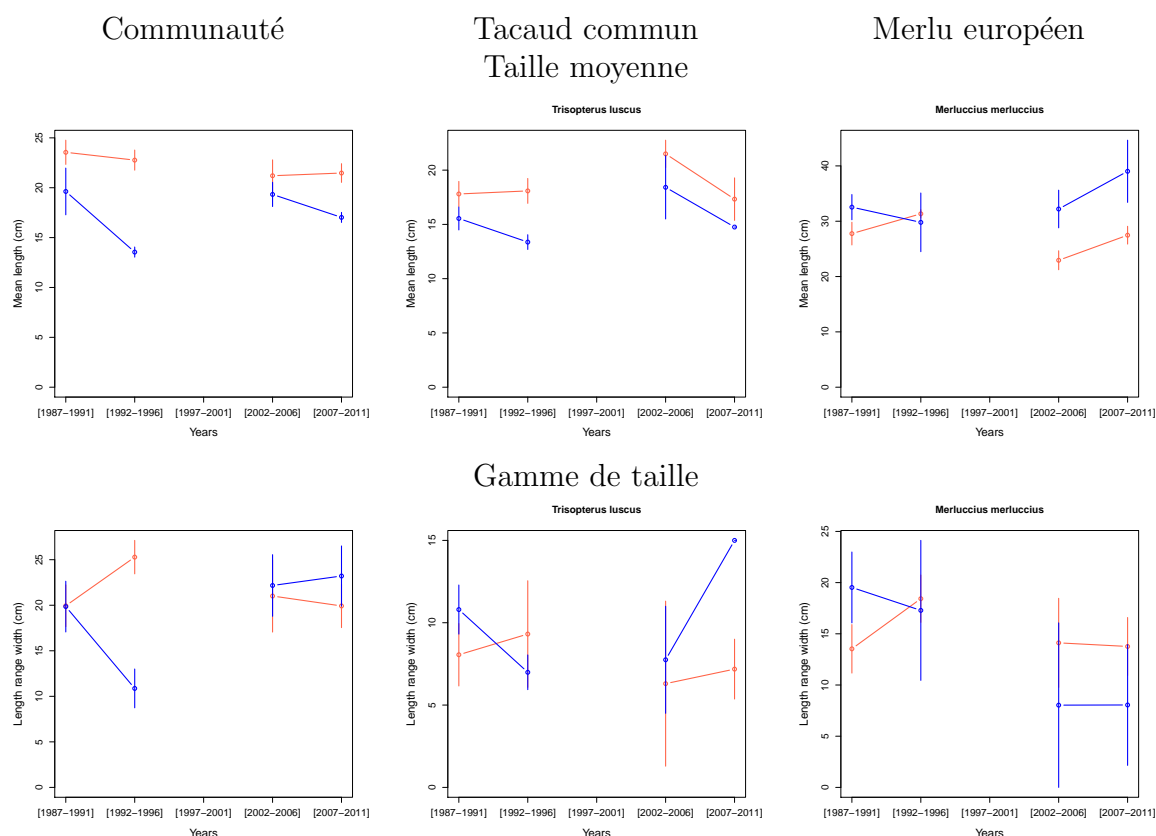


FIGURE 3.8 – Métriques de diversité en taille estimées en moyenne par trait par groupe de 5 ans pour les communautés et les deux espèces : tacaud et merlu, des sites Sud (en rouge) et Nord (en bleu). Les lignes verticales représentent deux fois l'écart-type.

L'hypothèse selon laquelle la capture d'individus de grande taille (site Sud) entraînerait une taille moyenne plus petite dans la population ou la communauté, ne se vérifie pas pour le tacaud et pour l'ensemble de la communauté (figure 3.8) mais semble se confirmer sur la dernière décennie pour le merlu (figure 3.8). Ce résultat pourrait s'expliquer par le ciblage, qui concerne en priorité les grands individus, dont le merlu fait l'objet contrairement au tacaud. A l'inverse, l'hypothèse selon laquelle la gamme de taille des individus sur le site Sud serait plus étroite semble vérifiée sur la dernière décennie pour le tacaud, mais pas pour le merlu pour lequel l'inverse est observé. Cependant, ces différences ne sont pas toujours significatives.

La forte variabilité inter-traits qui existe et le faible nombre de traits sur lesquels reposent ces résultats peuvent expliquer les forts écart-types estimés et l'absence de différences significatives entre les deux sites pour de nombreuses métriques et périodes. Bien que les hypothèses testées ne soient pas toutes corroborées, des différences significatives d'état sont observées entre les deux sites, au niveau des communautés et des deux espèces étudiées. Une extension de cette analyse à d'autres espèces permettrait un examen plus approfondi de ces hypothèses.

3.3.3.3 Lien pression - état ?

Cette étude a permis de mettre en évidence des différences d'état entre les deux sites. Toutefois, se pose la question de savoir si ces différences résultent des différences de pression exercées sur les deux sites, ou si elles sont des différences naturelles entre les communautés et populations. Même si les sites ont été choisis aussi similaires que possible d'un point de vue structurel et écologique, il est possible que des différences existent entre les communautés des deux sites. Le lien entre pression et état n'est pas facile à mettre en évidence dans une étude empirique en raison de la confusion de l'ensemble des facteurs et de leur forte variabilité spatiale, temporelle et technique (Planque et al., 2010; Rochet et al., 2013). En outre, tous les engins, même les engins scientifiques ont leur propre capturabilité (Fraser et al., 2007), offrant ainsi une vision 'restreinte' des communautés et populations. Trenkel et al. (2004b) ont cependant mis en évidence que les métriques d'état des communautés, à l'exception de celles décrivant le spectre de taille, sont moins sensibles à l'engin d'échantillonnage que les métriques d'état des populations. La comparaison de ces résultats avec ceux de la campagne NURSE permettrait d'étudier si les mêmes différences sont observées avec deux engins de pêche scientifique différents.

D'amples fluctuations sont observées pour la plupart des séries temporelles des métriques étudiées. Malgré le regroupement des années, le nombre de traits échantillonnés reste limité pour plusieurs combinaisons période x site, ce qui peut expliquer en partie ces fluctuations. Une application à plus large échelle permettra de disposer d'un nombre de données plus important pour étudier ces aspects.

3.4 Estimation des captures totales en Manche : vers une caractérisation du diagramme d'exploitation

3.4.1 Introduction

Pour caractériser le diagramme d'exploitation, la prise en compte de l'ensemble des pressions exercées sur les communautés marines par l'ensemble des engins déployés dans la zone considérée est nécessaire. Comme nous l'avons vu dans la section 3.2, la distribution de la capture parmi les composantes de la communauté diffère entre engins. Cependant, certains engins capturent des composantes similaires dans la communauté ; composantes qui subissent donc potentiellement des pressions plus fortes. La prise en compte de ces interactions techniques est nécessaire pour la caractérisation des pressions totales exercées

sur une zone. Cela est d'autant plus important en Manche où les flottilles sont multi-métiers et multi-espèces et les interactions techniques nombreuses (Ulrich et al., 2001). Combiner les captures des différents engins déployés en Manche permettrait ainsi de quantifier les captures totales, et donc indirectement l'intensité de la pression exercée sur cette communauté. Cela constitue une étape supplémentaire vers la caractérisation du diagramme d'exploitation à l'échelle des communautés.

Les objectifs de cette étude sont d'estimer les captures totales combinées entre les engins de pêche français et anglais déployés en Manche et d'en étudier les variations spatiales et annuelles.

3.4.2 Matériels et méthodes

L'estimation de la capture totale est obtenue par élévation des captures échantillonnées par les programmes d'observation anglais et français à l'ensemble des flottes des deux pays opérant sur la zone.

Les données d'effort effectif en heures de pêche stratifiées par pays, année, rectangle CIEM, type d'engin et groupe de taille de navires (section 2.4.8, STECF, 2013b), ont été choisies pour élever les captures et pouvoir en étudier les variations spatiales et temporelles.

La variable d'élévation utilisée est donc le temps de pêche. La qualité de cette variable d'élévation est étudiée au travers de la relation, qui doit être positive, entre les quantités capturées et le temps de pêche (Borges et al., 2005; Jardim and Fernandes, 2013).

Pour l'étude des variations spatiales et temporelles des captures, deux stratifications sont utilisées :

- une stratification **spatiale** par rectangle CIEM, type d'engin et pays
- une stratification **temporelle** par année, division CIEM, type d'engin et pays

La comparaison de l'effort d'échantillonnage avec l'effort total de pêche permet de vérifier la représentativité des échantillons par engin, année et rectangle. Les données d'observation à la mer ne sont pas considérées représentatives de l'activité totale lorsque moins de quatre marées ont été échantillonnées pour la strate. Si tel est le cas, les données correspondantes ne sont pas prises en compte dans les estimations. Ainsi, seul 46% de la durée de pêche totale a été prise en compte pour l'analyse temporelle, et 56% pour l'analyse spatiale.

Selon chacune des stratifications, les outils COST (Jansen et al., 2009) sont utilisés pour élever les captures en nombre, dans un premier temps à la marée :

$$\text{capture élevée marée} = \text{capture observée} * \frac{\text{nb d'OP total dans la marée}}{\text{nb total d'OP échantillonnées dans la marée}} \quad (3.1)$$

puis à l'ensemble de la flotte :

$$\text{capture élevée flotte} = \text{capture élevée marée} * \frac{\text{temps de pêche total de la flotte}}{\text{temps de pêche échantillonné}} \quad (3.2)$$

Les estimations sont ensuite sommées entre les différents types d'engins et les pays pour obtenir des estimations des captures totales par année et division CIEM pour l'analyse temporelle, et par rectangle CIEM pour l'analyse spatiale.

3.4.3 Résultats et discussion

3.4.3.1 Effort total en Manche

La répartition de l'effort effectif total de pêche en Manche par pays est présentée dans la figure 3.9.

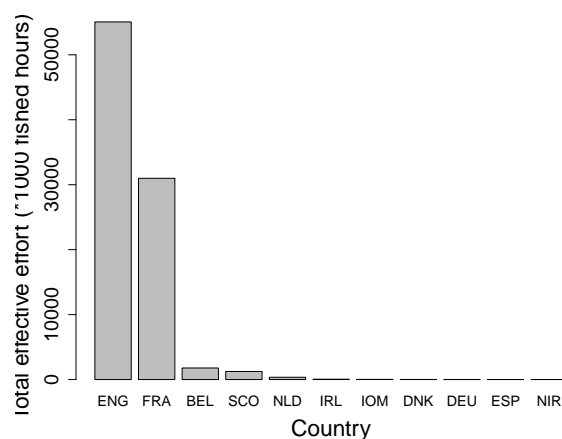


FIGURE 3.9 – Répartition de l'effort effectif total (en milliers d'heures de pêche) sur la période 2003-2012 en Manche (divisions CIEM VIIId et VIIe) par pays (ENG = Angleterre et Pays de Galles; FRA = France; BEL = Belgique; SCO = Écosse; NLD = Pays-Bas; IRL = Irlande; IOM = île de Man; DNK = Danemark; DEU = Allemagne; ESP = Espagne; NIR = Irlande du Nord).

Deux pays contribuent majoritairement à l'effort de pêche total en Manche sur la période 2003-2012, avec l'Angleterre et le Pays de Galles contribuant à 61.5% et la France à 34.6% (figure 3.9). Parmi les autres pays, la Belgique, l'Écosse et les Pays-Bas contribuent à 2.0%, 1.4% et 0.4% respectivement. Cependant, ces pays déploient certains navires de très grande taille (STECF, 2013a) pour lesquels l'effort en temps de pêche peut ne pas bien refléter la pression que ces navires exercent sur la communauté marine de Manche. Les estimations vont donc sous-estimer les abondances totales capturées en Manche. La prise en compte combinée des captures anglaises et françaises permet toutefois d'en quantifier une part élevée.

3.4.3.2 Qualité de la variable d'élevation

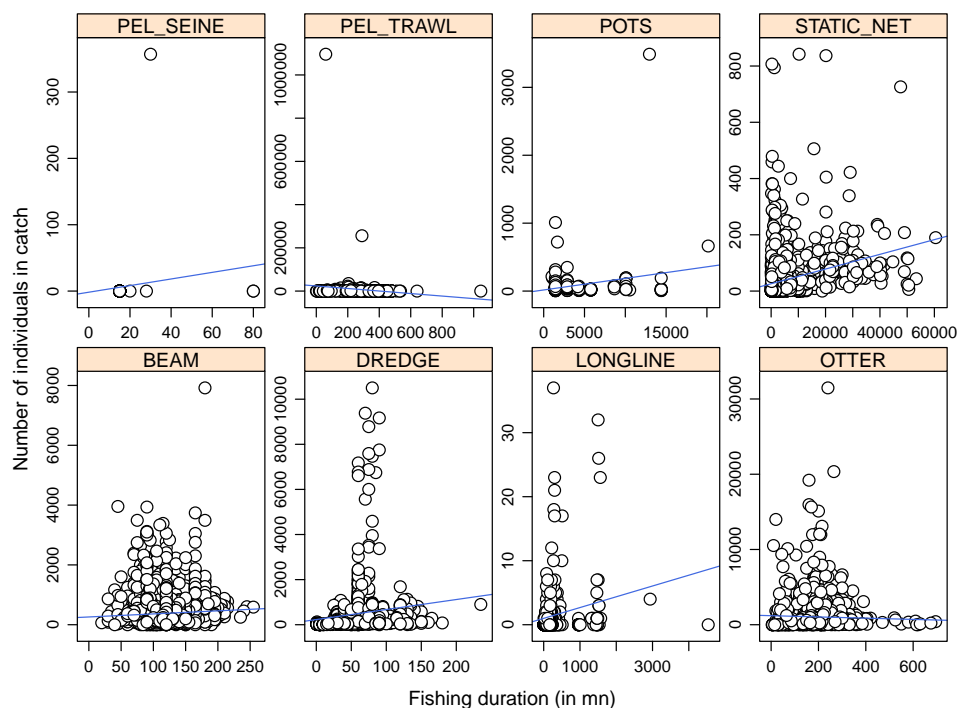


FIGURE 3.10 – Nombre d'individus capturés en fonction de la durée de l'opération de pêche en minutes par type d'engin (PEL_SEINE = sennes tournantes ; PEL_TRAWL = chaluts pélagiques ; POTS = casiers ; STATIC_NET = filets maillants et trémails ; BEAM = chaluts à perche ; DREDGE = dragues ; LONGLINE = lignes et palangres ; OTTER = chaluts de fond et sennes danoises).

La relation entre le temps de pêche et le nombre d'individus total capturés est positive pour la plupart des engins à l'exception des chaluts pélagiques (figure 3.10). Cependant, la corrélation est faible pour la plupart des engins, et certaines de ces régressions linéaires reposent sur un nombre de points très faible. C'est notamment le cas pour la senne tournante. Cet engin n'a donc pas été pris en compte dans les estimations.

3.4.3.3 Analyse temporelle

Les efforts de pêche anglais et français fluctuent beaucoup d'une année sur l'autre (figure 3.11). L'effort anglais a beaucoup augmenté à partir de 2006, avec un effort avoisinant les 6 millions d'heures de pêche depuis. L'effort français fluctue quant à lui autour de 3 millions d'heures de pêche sur l'ensemble de la période.

L'effort de pêche anglais est dominé par les filets (trémails et filets maillants), casiers, chaluts de fond et chaluts à perche (figure 3.12). Ces engins sont échantillonnés en proportions plus élevées que les autres, à l'exception des casiers qui ne font plus l'objet d'échantillonnage depuis 2005 (figure 3.12).

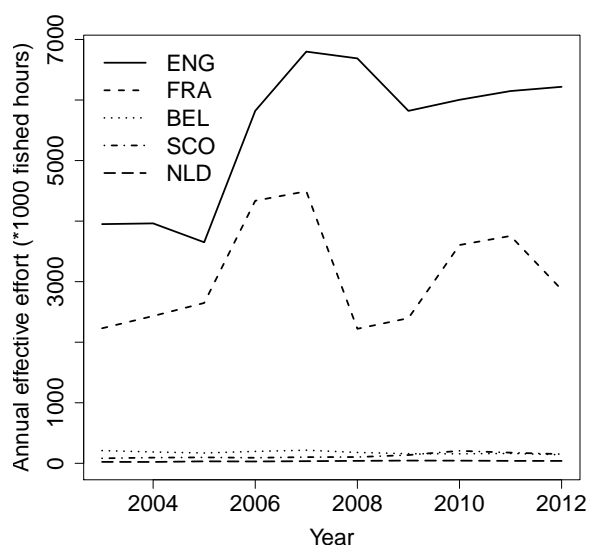


FIGURE 3.11 – Évolution de l’effort effectif en milliers d’heures de pêche par an sur la période 2003-2012 pour les cinq pays contribuant le plus à l’effort de pêche en Manche (ENG = Angleterre et Pays de Galles ; FRA = France ; BEL = Belgique ; SCO = Écosse ; NLD = Pays-Bas).

L’effort de pêche français est, quant à lui, dominé par les chaluts de fond, filets et casiers (figure 3.12). L’échantillonnage des navires français est fortement dominé par les filets ; les casiers et chaluts de fond viennent ensuite (figure 3.12).

La forte dominance des filets dans l’effort de pêche et l’effort d’échantillonnage peut être amplifiée par le fait que cette répartition est faite sur la durée de pêche, qui est plus longue pour les engins passifs que pour les engins actifs.

De 2003 à 2008, l’échantillonnage à bord des navires professionnels anglais et français est restreint aux métiers principaux. A partir de 2009, l’effort d’échantillonnage est accru et une plus grande diversité de types d’engin est échantillonnée.

Aussi, l’analyse temporelle est réalisée sur deux périodes :

- la période 2003-2012 pour les engins échantillonnés tout au long de la série temporelle : chaluts de fond et filets des deux pays, chaluts à perche anglais et chaluts pélagiques français,
- la période 2009-2012 pour l’ensemble des engins.

Les estimations annuelles de capture pour les engins qui ont fait l’objet d’échantillonnage à bord des navires professionnels sur l’ensemble de la période 2003-2012 sont assez stables pour la Manche Ouest (VIIe) de 2003 à 2009 avec des estimations autour de 400 millions d’individus capturés (figure 3.13a). A partir de 2010, les estimations augmentent avec des estimations allant de 700 à 1000 millions d’individus. En Manche Est (VIIId), les estimations sont plus variables d’une année sur l’autre avec un minimum de 200 millions d’individus en 2006 et un maximum de 900 millions d’individus en 2010 (figure 3.13a).

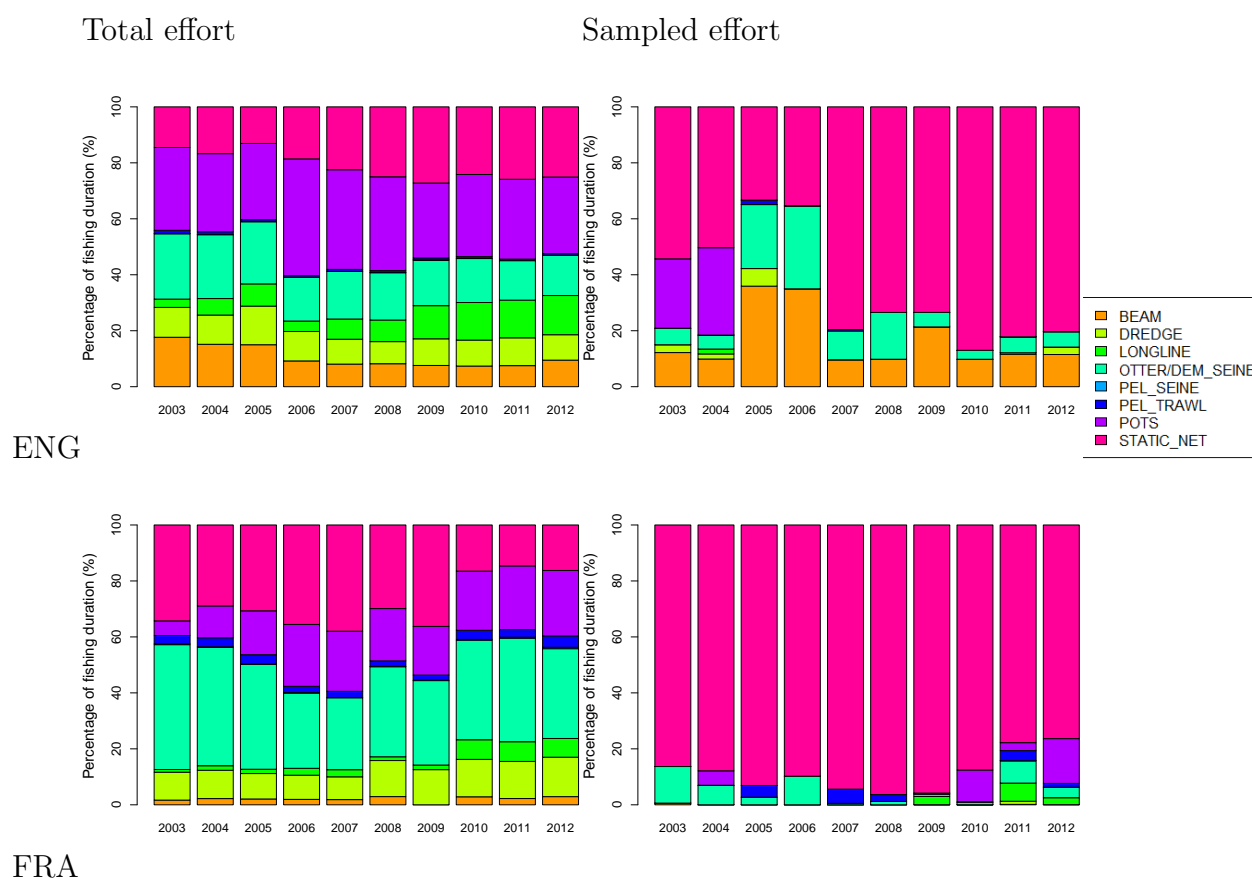


FIGURE 3.12 – Répartition annuelle de la durée de pêche en heures totale (à gauche) et observée (à droite) des pêcheurs anglais (ENG ; en haut) et français (FRA ; en bas) par type d’engin (PEL_SEINE = sennes tournantes ; PEL_TRAWL = chaluts pélagiques ; POTS = casiers ; STATIC_NET = filets maillants et trémails ; BEAM = chaluts à perche ; DREDGE = dragues ; LONGLINE = lignes et palangres ; OTTER/DEM_SEINE = chaluts de fond et sennes danoises).

Les intervalles de confiance associés aux estimations sont larges.

Les estimations annuelles de capture pour l’ensemble des engins sur la période 2009-2012 fluctuent largement pour la Manche Ouest (VIIe) avec des estimations comprises entre 500 millions d’individus capturés en 2009 et plus de 3000 millions en 2010 (figure 3.13b). En Manche Est (VIId), les estimations sont moins variables d’une année sur l’autre avec des estimations comprises entre 600 millions d’individus capturés en 2009 et 1200 millions en 2010 (figure 3.13b). Dans les deux zones, les intervalles de confiance associés aux estimations sont larges, notamment en 2010.

Les variations temporelles de ces estimations ne coïncident pas avec l’augmentation de l’effort de pêche déclaré depuis 2006. Une étude plus approfondie, notamment une comparaison avec les variations temporelles de la communauté sur la zone, par exemple au travers d’indices de recrutement des différentes espèces permettrait d’étudier les causes de ces variations.

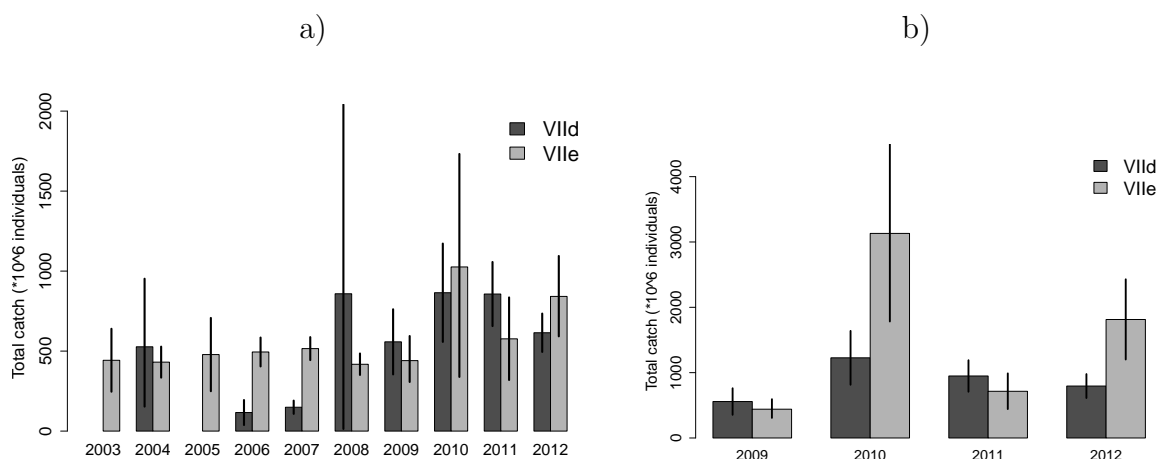


FIGURE 3.13 – Estimations annuelles des captures totales en millions d’individus combinées entre les pêcheurs anglais et français pour (a) les engins qui ont fait l’objet d’échantillonnage à bord des navires professionnels depuis 2003 (chaluts à perche anglais; filets français et anglais; chaluts de fond anglais et français; chaluts pélagiques français), et (b) tous les engins, déployés en Manche orientale (division VIIId; gris foncé) et en Manche occidentale (division VIIe; gris clair). Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95% associés aux estimations.

Seul 46% de la durée de pêche totale ayant été prise en compte dans cette analyse en raison du seuil de 4 marées minimum échantillonnées par strate, les estimations des abondances totales capturées annuellement sont sous-estimées. Une étude plus approfondie de la répartition annuelle de la durée de pêche complémentaire permettrait de nuancer et/ou conforter ces résultats.

3.4.3.4 Analyse spatiale

Pour la majorité des engins de pêche, l’effort d’échantillonnage par rectangle est réparti proportionnellement à l’effort total de pêche (figure 3.14). Cependant, certains engins comme les palangres et les casiers ne sont pas échantillonnés par le programme anglais alors que l’effort de pêche de ces engins est élevé sur la côte Sud anglaise.

Les estimations spatialisées font ressortir des captures abondantes en Manche Est (VIIId) dans le détroit du Pas-de-Calais et sur la côté Nord française, notamment au niveau du cap d’Antifer (rectangle 28F0), et en Manche Ouest (VIIe) sur la côte Sud anglaise, notamment au large des Cornouailles (rectangles 29E5 et 29E6; figure 3.15).

En Manche Ouest, ces fortes estimations s’expliquent par un effort de pêche intense sur la côte anglaise au large des Cornouailles par tous les engins de pêche à l’exception des sennes tournantes (figure 3.14).

En Manche Est, par contre, l’effort de pêche total n’est pas intense au large du cap d’Antifer ou dans le détroit du Pas-de-Calais pour aucun des engins déployés en Manche (figure 3.14). Seuls les dragues et filets y déploient un effort un peu plus élevé que dans

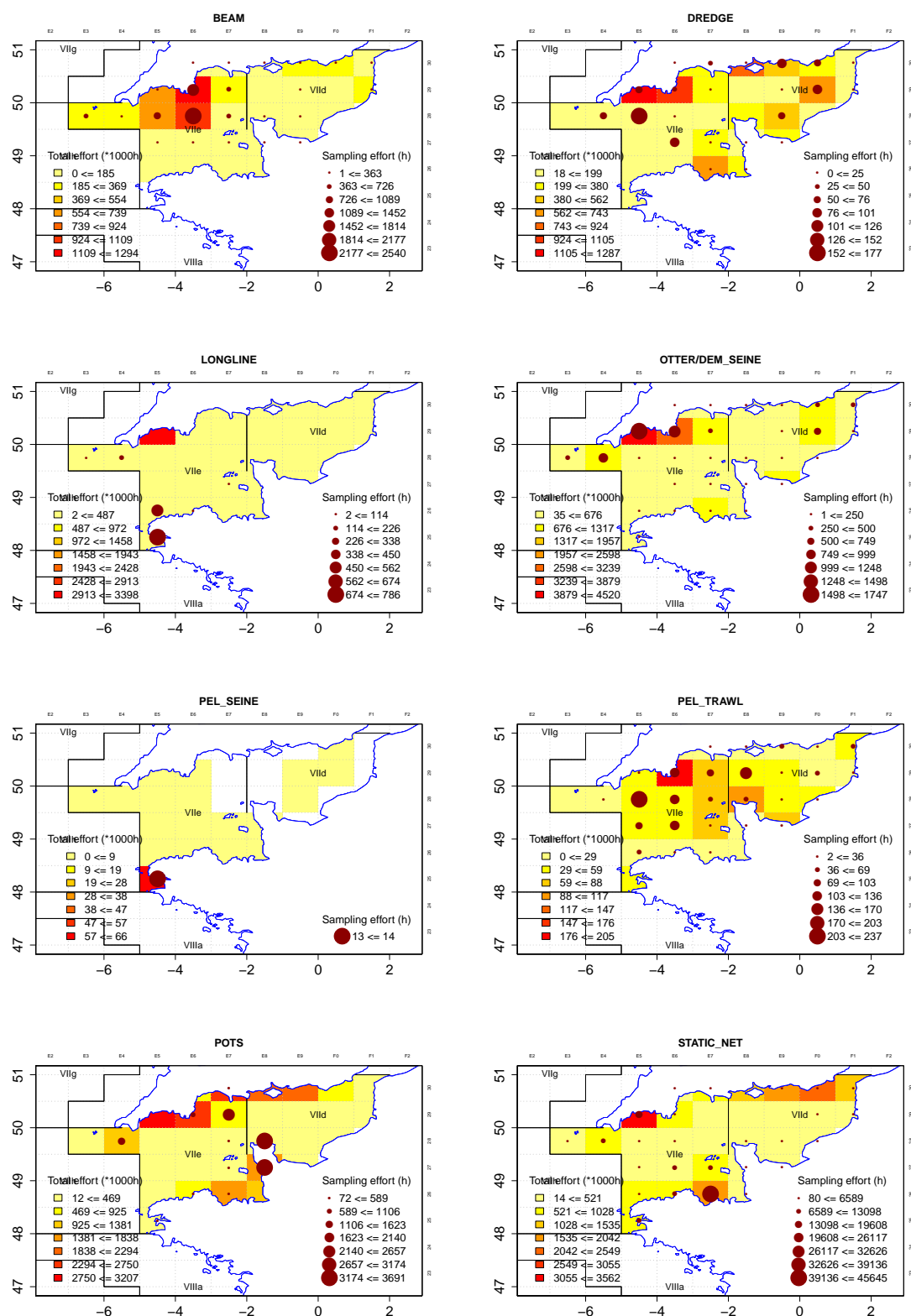


FIGURE 3.14 – Répartition de l’effort total par type d’engin en milliers d’heures de pêche (couleurs) et de l’effort d’échantillonnage en heures de pêche (points) par rectangle statistique en Manche pour les pêcheurs anglais et français sur la période 2003-2012 (PEL_SEINE = sennes tournantes ; PEL_TRAWL = chaluts pélagiques ; POTS = casiers ; STATIC_NET = filets maillants et trémails ; BEAM = chaluts à perche ; DREDGE = dragues ; LONGLINE = lignes et palangres ; OTTER/DEM_SEINE = chaluts de fond et sennes danoises).

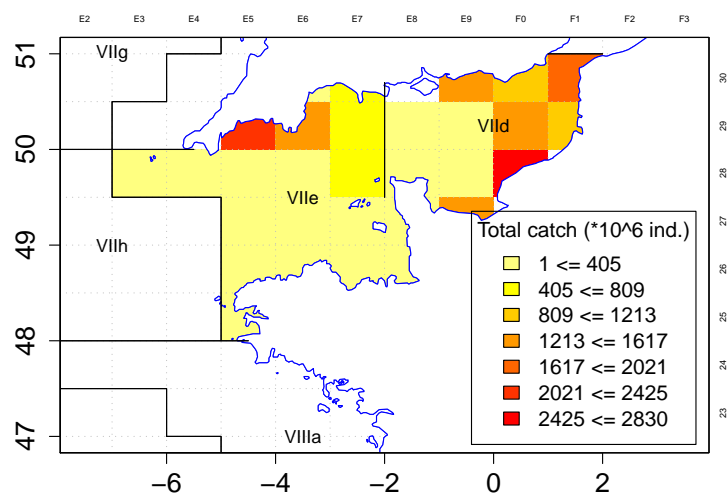


FIGURE 3.15 – Estimations des captures totales en millions d’individus combinées entre les pêcheurs anglais et français par rectangle statistique dans la Manche sur la période 2003-2012 pour tous engins confondus sauf les sennes tournantes.

les autres rectangles (figure 3.14). Ces fortes estimations peuvent être dues à des captures plus abondantes pour un même niveau d’effort dans ces zones comparées au reste de la Manche. Une étude plus approfondie, notamment de la répartition des captures parmi les composantes de la communauté et de la distribution géographique des espèces et des différents stades de vie en Manche permettra de comprendre pourquoi les captures sont plus abondantes sur ces zones.

Toutefois, ces résultats doivent être interprétés avec précaution, car ces quantités constituent des sous-estimations des abondances totales capturées par rectangle. En effet, le seuil de 4 marées minimum échantillonnées par strate implique que seule 56% de la durée de pêche totale ait été prise en compte. Une étude plus approfondie de la répartition spatiale de la durée de pêche complémentaire permettrait de nuancer ces résultats.

3.5 Conclusions

Ce chapitre a permis de caractériser les captures par rapport aux communautés marines par leur distribution entre les composantes de la communauté du Sud Gascogne et par leur intensité via l'estimation des captures combinées par les engins déployés par les pêcheurs français et anglais en Manche.

L'étude des captures sur les communautés locales du Sud Gascogne a permis de mettre en évidence un fort effet engin sur les caractéristiques des captures. Les principales différences entre engins résident dans les tailles moyennes de capture et les proportions de piscivores débarquées qui sont les métriques les plus adaptées pour caractériser la distribution des captures parmi les composantes des communautés marines. Tous les engins de pêche professionnelle, mais certains plus que d'autres, capturent des individus en moyenne plus grands, et plus de piscivores que les engins scientifiques. Le fait que les saisons des campagnes soient choisies pour cibler le recrutement de certaines espèces peut expliquer qu'elles capturent plus de petits individus (Trenkel et al., 2004b). Cependant, ce résultat peut aussi résulter de la sélection faite par les engins de pêche professionnelle qui ciblent davantage ces individus et espèces. Des différences dans les tailles issues des campagnes sont d'ailleurs observées entre le merlu, qui fait l'objet d'une capture ciblée, par rapport au tacaud qui constitue une capture accessoire.

Cependant, aucun engin de pêche professionnelle n'a une capture plus diversifiée sur toutes les dimensions. Notamment les engins qui capturent en moyenne les plus grands individus sont également ceux qui capturent les gammes de taille les plus larges. Cela met en évidence l'importance de spécifier l'objectif de gestion poursuivi, c'est-à-dire les composantes de la communauté qui sont considérées les plus importantes pour une gestion des pressions sur les communautés.

La prise en compte des interactions techniques est une étape importante pour la gestion des activités de pêche dans une approche écosystémique (Ulrich et al., 2001). Aussi, l'estimation des captures combinées entre les engins de pêche anglais et français déployés en Manche permet de prendre en compte ces interactions techniques. Cela constitue une étape vers la caractérisation du diagramme d'exploitation à l'échelle de la communauté marine de Manche. Cette combinaison a permis de mettre en évidence des zones où les captures sont élevées car elles subissent un effort de pêche intense par une grande diversité d'engins différents et d'autres où les captures sont abondantes alors que l'effort de pêche y est relativement restreint.

Une étude détaillée des caractéristiques des captures par type d'engin en termes d'espèces, de tailles et de groupes fonctionnels telle que réalisée dans la partie 3.2 et une combinaison de ces caractéristiques entre les différents types d'engins en permettra une caractérisation plus détaillée. La caractérisation de la distribution de la capture parmi les composantes de la communauté de Manche permettra d'étudier si les résultats obtenus pour le cas d'étude Sud Gascogne sont similaires pour les engins déployés en Manche. Cette caractérisation détaillée à l'échelle régionale permettra en outre de nuancer la distribution des captures selon les différentes composantes de la communauté en rendant compte de l'intensité de la pression subie par chacune.

L'étude du lien pression - impact a montré des différences d'états entre les com-

munautés et populations sur les deux sites qui subissent des pressions différentes, mais certaines ne corroborent pas les prédictions théoriques. La singularité de ces sites est particulièrement adaptée à cette étude, même si l'échelle locale considérée est probablement trop restreinte pour une mise en évidence des impacts, notamment pour des individus à forte mobilité. Le nombre restreint de données a également été limitant pour la caractérisation des captures sur les communautés, notamment pour certaines combinaisons d'engin - site. Cela n'a notamment pas permis de travailler avec une stratification technique fine, en prenant par exemple en compte l'espèce-cible, ou d'étudier les effets annuels ou saisonniers qui influencent fortement le milieu marin et par conséquent l'activité de pêche. La caractérisation des captures à l'échelle régionale a permis une étude des variations annuelles et spatiales des captures qui montre un fort effet de l'année et de la zone géographique considérée (rectangle ou division CIEM). Cependant la précision des données d'effort disponibles ne nous a pas permis de travailler avec une stratification temporelle plus précise au trimestre ou une stratification technique plus précise en prenant en compte les espèces-cibles.

Chapitre 4

La perspective exploitation

4.1 Introduction

Les rejets sont souvent considérés comme un gaspillage de ressources, tout particulièrement pour les espèces commerciales (Council of the European Union, 2013). Avec l'obligation à débarquer qui doit prochainement entrer en vigueur dans le cadre de la mise en œuvre de la nouvelle Politique Commune des Pêches (PCP), les rejets seront interdits pour les espèces faisant l'objet de limites de capture. Dans ce contexte, il y a un besoin de comprendre l'ampleur des pratiques de rejet, leurs causes et les leviers pour les limiter.

Comme présenté dans le chapitre 1, l'utilisation de la capture part de la capture pour aboutir au débarquement ou rejet. L'utilisation de la capture dépend donc d'une part, de la composition spécifique et en taille de la capture, et d'autre part, des facteurs influençant la décision de conserver, ou non, différentes composantes de la capture.

Plusieurs études ont contribué à identifier et à discuter les différents facteurs qui déterminent les volumes et la composition spécifique et en longueur des captures commerciales et des rejets (Rochet and Trenkel, 2005; Macher, 2008; Leleu et al., 2014). Parmi ces facteurs, on peut distinguer ceux qui influencent la composition des captures : la disponibilité des ressources et les caractéristiques de l'opération de pêche ; de ceux qui influencent la composition des rejets : les incitations du marché, les règlements et les contraintes techniques. Ces facteurs, de différentes origines, sont listés dans le tableau 4.1. Même s'ils sont présentés ici séparément, les captures et rejets ne sont généralement pas attribuables à un seul facteur mais à une combinaison de facteurs.

L'objectif de ce chapitre est de quantifier l'utilisation de la capture et d'identifier les facteurs principaux qui la déterminent et permettent de la gérer.

Dans une première partie, la quantification de l'utilisation de la capture pour les deux cas d'étude permet d'étudier l'ampleur des pratiques de rejet et les différences par engin et zone. Une comparaison avec un panorama des rejets à l'échelle nationale permet de comparer les résultats obtenus à différentes échelles spatiales et avec différents niveaux de précisions techniques (engin, métier).

TABLE 4.1 – Liste des facteurs potentiels de variation des captures et rejets (non exhaustive) d’après Rochet and Trenkel (2005), Macher (2008) et Leleu et al. (2014).

	Description	Exemples de facteurs
CAPTURES		
Disponibilité de la ressource	Tous les facteurs environnementaux (physiques, chimiques, biologiques) qui peuvent intervenir sur la dynamique de la ressource (disponibilité, composition, structure) lors de la période de pêche.	Zones de pêche et caractéristiques (habitat notamment), abondance, période de reproduction des espèces, phase migratoire, température de l’eau, vent, phase lunaire, état de la mer, etc.
Opérations de pêche	Tous les facteurs liés à la méthode de pêche mise en place lors d’une opération, qui conditionnent la part de la ressource ramenée à bord.	Engin et caractéristiques (maillage notamment), temps d’immersion de l’engin, dispositifs sélectifs, etc.
REJETS		
Incitations du marché	Tous les facteurs économiques conduisant au rejet de certaines espèces ou catégories de tailles commerciales d’espèces.	Offre/demande du marché, comestibilité, faiblesse et/ou irrégularité de la demande, présentation, rentabilité selon espèce et/ou taille de captures, qualité, etc.
Règlements	Tous les facteurs résultants des règlements européens, nationaux, locaux.	Quotas nationaux, quotas par Organisation de Producteurs, quotas individuels, tailles minimales légales, date d’ouverture, interdiction de débarquer, composition des captures, etc.
Contraintes techniques	Tous les facteurs techniques pouvant influencer le choix et la quantité des individus à débarquer.	Caractéristiques du navire (dont capacité de cale), pénibilité du tri, temps de tri (temps pour trier la capture avant le trait suivant ou la fin de la marée), main d’œuvre disponible, conditions météorologiques, etc.

Dans une seconde partie, plusieurs études ayant contribué à qualifier et quantifier les causes de rejet à différentes échelles et avec différents niveaux de précision sont présentées et comparées pour mettre en évidence les incitations et contraintes principales qui influencent l'utilisation de la capture. La comparaison de ces études, qui ont utilisées différentes méthodes, permet également de discuter des potentiels des données pour l'étude des causes de rejet.

Le manque de sélectivité des engins est souvent dénoncé pour expliquer les fortes fractions rejetées, notamment pour les engins actifs (Macher et al., 2008). Aussi l'un des objectifs de l'obligation à débarquer est d'inciter les pêcheurs à éviter les captures indésirées (Union Européenne, 2013). Cela nécessite que cela soit possible en premier lieu. Dans une troisième partie, une étude analysant la composition de la capture au regard de l'espèce qui était initialement ciblée par les pêcheurs français opérant en Manche permet d'étudier l'efficacité des pêcheurs pour capturer leur espèce-cible. Cette étude permet d'étudier la composition des captures relatives à différents engins et espèces-cibles et les principaux facteurs qui influencent le succès de capture de l'espèce-cible et sa variabilité.

Enfin, la discussion revient sur les facteurs principaux qui déterminent l'utilisation de la capture et met en évidence les leviers sur lesquels il est possible d'agir pour la gérer.

4.2 Quelle utilisation de la capture ?

4.2.1 Introduction

Avec l'obligation à débarquer, les pêcheurs vont devoir adapter leur activité pour se conformer à cette nouvelle réglementation (Leleu et al., 2014). Une connaissance des métiers et des zones générant le plus de rejets est une première étape essentielle pour déterminer les pêcheries les plus concernées par cette nouvelle réglementation.

A l'échelle nationale, le programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle fait l'objet depuis 2011 d'un document de restitution annuelle à destination des professionnels. Ce document contient notamment des estimations des fractions rejetées pour les principaux métiers observés par le programme sur les trois façades maritimes de France métropolitaine : Manche - mer du Nord, Atlantique et Méditerranée.

La quantification de l'utilisation de la capture pour les deux cas d'étude de la thèse et la comparaison avec les résultats obtenus à l'échelle nationale permet d'étudier l'ampleur des pratiques de rejet et de mettre en évidence les différences qui existent entre différents niveaux de précision technique et spatial, à différentes échelles.

L'objectif de cette partie est d'étudier l'ampleur des pratiques de rejets et les principales différences qui existent entre engins et zones.

4.2.2 Matériels et méthodes

La fraction rejetée quantifie la part de la capture qui n'est pas conservée, et est rejetée à la mer (table 4.2). La fraction rejetée constitue donc une métrique adaptée pour

quantifier l'utilisation de la capture, en l'occurrence sa non-utilisation.

TABLE 4.2 – Métriques d'utilisation de la capture (B = biomasse; C = capture totale toutes espèces confondues = débarquement + rejet = r ; N = nombre total d'individus.)

Métrique	Équation	Description
Fraction rejetée en poids	$\frac{\sum B_r}{\sum B_C}$	Proportion de la capture non utilisée
Fraction rejetée en nombre	$\frac{\sum N_r}{\sum N_C}$	En comparaison à la fraction rejetée en poids, renseigne si les rejets sont plus petits que les débarquements

Pour pouvoir comparer les fractions rejetées entre engins et zones, différentes méthodes d'estimation ont été utilisées pour les différentes échelles d'étude.

4.2.2.1 A l'échelle locale

Pour le cas d'étude Sud Gascogne, les courbes de raréfaction, avec l'opération de pêche pour unité (Gotelli and Colwell, 2001), ont été utilisées pour standardiser les captures entre les différents engins de pêche (cf. méthodes section 3.2).

Les fractions rejetées ont été estimées avec la même méthode que pour les proportions de piscivores par transformation logit et calcul de la moyenne des valeurs des réplicats pour les tailles d'échantillon à partir de 60% de la taille d'échantillon maximale (cf. méthodes section 3.2).

Les fractions rejetées ont été estimées en poids et en nombre par type d'engin et site pour la période 2003-2012.

4.2.2.2 A l'échelle de la France

Pour quantifier l'utilisation de la capture à l'échelle nationale, les estimations des fractions rejetées présentées dans le bilan de l'échantillonnage à bord des navires de pêche professionnelle français 2011 (Dubé et al., 2012) ont été utilisées.

Ce bilan présente, pour l'ensemble des métiers échantillonnés par le programme en 2011, i.e. ceux considérés comme générant le plus de rejet d'après les spécifications du plan d'échantillonnage (cf. section 2.3.6), les estimations des fractions rejetées obtenues par élévation des captures à la flotte française selon les poids débarqués ou le nombre de jours de mer (Dubé et al., 2012).

Les fractions rejetées en poids toutes espèces confondues et les intervalles de confiance (95%) associés sont comparées pour l'ensemble des métiers échantillonnés en 2011. Pour la visualisation, les métiers ont été classés par ordre décroissant des estimations des fractions rejetées totales, et deux codes couleurs différents ont été utilisés pour mettre en

évidence des différences entre façades maritimes (Manche - mer du Nord, Atlantique et Méditerranée) et types d'engins.

4.2.2.3 A l'échelle de la Manche : combinée entre pêcheurs français et anglais

Pour le cas d'étude Manche, l'élévation des données d'observation à bord des navires de pêche professionnelle à l'ensemble des flottes françaises et anglaises opérant sur la zone permet de s'affranchir des tailles d'échantillon hétérogènes. Pour estimer les fractions rejetées, les quantités rejetées et débarquées issues des programmes d'observation anglais et français ont donc été élevées à la flotte selon la stratification temporelle (cf. méthodes section 3.4.3.4), puis les estimations de rejet et de capture totale ont été sommées sur les années afin d'obtenir des fractions rejetées par type d'engin, pays et division CIEM pour la période 2003-2012. Comme présenté dans la section 2.4.8, seules les compositions des captures en nombre sont disponibles de manière exhaustive pour ce cas d'étude, aussi seules les fractions rejetées en nombre ont été estimées.

4.2.3 Résultats

4.2.3.1 Utilisation de la capture dans le Sud Gascogne

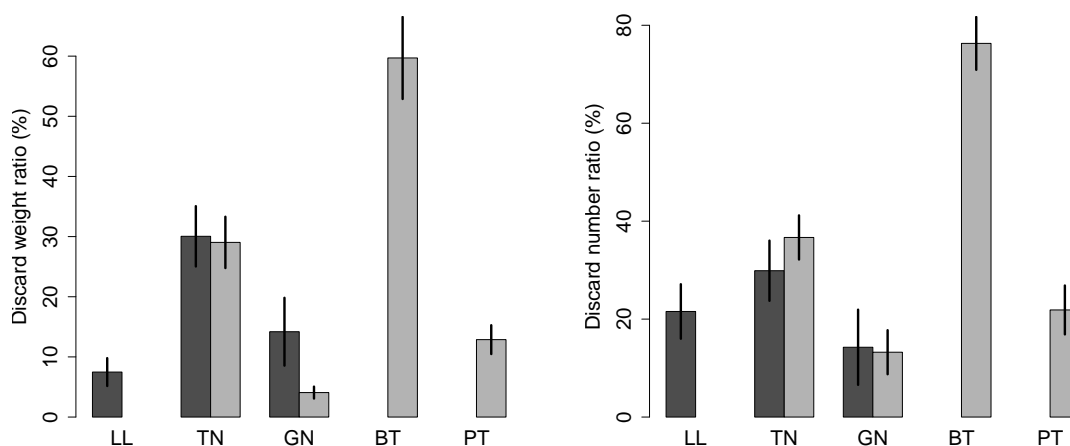


FIGURE 4.1 – Fractions rejetées en poids (à gauche) et en nombre (à droite) par engin (LL = palangres ; TN = trémails ; GN = filets maillants ; BT = chaluts de fond ; PT = chaluts pélagiques) et par site du cas d'étude Sud Gascogne (Sud en gris foncé ; Nord en gris clair) pour la période 2003-2012. Les barres verticales représentent deux fois l'écart-type.

Les fractions rejetées calculées pour le cas d'étude Sud Gascogne varient entre les différents types d'engins (figure 4.1). L'engin générant la fraction rejetée la plus élevée est le chalut de fond (environ 60% en poids). La fraction rejetée en poids des trémailleurs

est d'environ 30%, tandis que chalutiers pélagiques, fileyeurs maillants et palangriers rejettent à hauteur d'environ 10%.

Une forte corrélation est observée entre les fractions rejetées en poids et en nombre (figure 4.2). En nombre, les fractions rejetées sont plus élevées qu'en poids, surtout pour les engins déployés dans le site Nord. Cela montre que les rejets sont composés d'individus plus petits dans le site Nord que dans le site Sud.

Pour les engins déployés dans les deux sites, filets maillants et trémails, aucune différence significative dans les fractions rejetées n'est observée entre le Nord et le Sud.

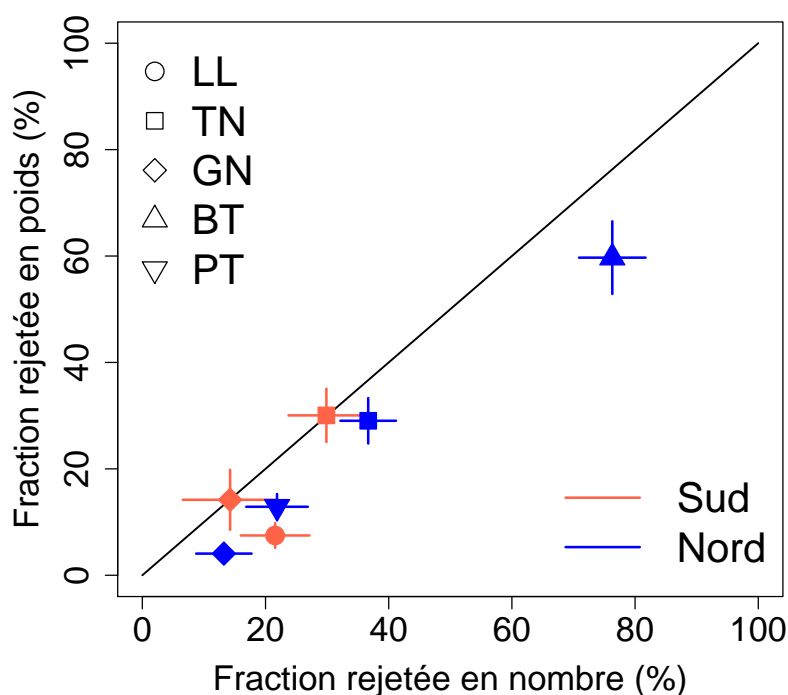


FIGURE 4.2 – Fractions rejetées en poids en fonction des fractions rejetées en nombre par engin (LL = palangres; TN = trémails; GN = filets maillants; BT = chaluts de fond; PT = chaluts pélagiques) et par site pour le cas d'étude Sud Gascogne pour la période 2003-2012. Les barres verticales et horizontales représentent deux fois l'écart-type.

4.2.3.2 Utilisation de la capture par les navires français

Les métiers de la façade Manche - mer du Nord font partie de ceux ayant les estimations de fractions rejetées (en poids) les plus importantes en 2011 : les trois premiers métiers rejetaient plus de 50% de leur capture totale (figure 4.3). Les engins utilisés par ces métiers sont des chaluts à perche, chaluts de fond que les navires soient supérieurs ou inférieurs à 18m et des dragues. Pour le métier utilisant les chaluts à perche l'estimation de la fraction rejetée était plus incertaine que pour les deux autres métiers (figure

4.3). Chaluts à perche et dragues sont spécifiques de la Manche - mer du Nord, mais en comparaison les chaluts de fond ciblant les espèces démersales opérant en Méditerranée, dans le Golfe de Gascogne et en mer Celtique, Manche Ouest et Ouest Irlande rejettent légèrement moins (entre 20 et 30% de leur capture), tandis que pour ceux opérant en Ouest Écosse et dans le nord de la mer du Nord la fraction rejetée était estimée seulement à 5%. Les chalutiers de fond ciblant les crustacés (langoustines) ne sont présents que sur la façade Atlantique et génèrent une fraction rejetée plus importante dans le Golfe de Gascogne que dans la mer Celtique, estimée à 48% et 19% respectivement. Les chalutiers de fond ciblant les espèces profondes, eux aussi spécifiques à la façade Atlantique, avaient quant à eux des fractions rejetées estimées intermédiaires, d'environ 20% de la capture. Les métiers du chalutage pélagique génèrent des fractions rejetées intermédiaires voire faibles. Tandis que le chalutage à petits pélagiques rejetait 29% de sa capture dans le Golfe de Gascogne et 19% en Manche Est - mer du Nord, les chalutiers pélagiques en bœuf ciblant bars et dorades grises en Manche - sud mer du Nord, et ciblant les thons en Atlantique rejettent 3% et 4% de leur capture respectivement. Les métiers du fileyage ont des estimations des fractions rejetées intermédiaires entre 13 et 24% de leur capture, avec toutefois des fractions rejetées légèrement supérieures pour les navires inférieurs à 15m. Les métiers de la palangre ont quant à eux des estimations des fractions rejetées faibles, d'environ 3% que ce soit dans le Golfe de Gascogne ou en Ouest Écosse.

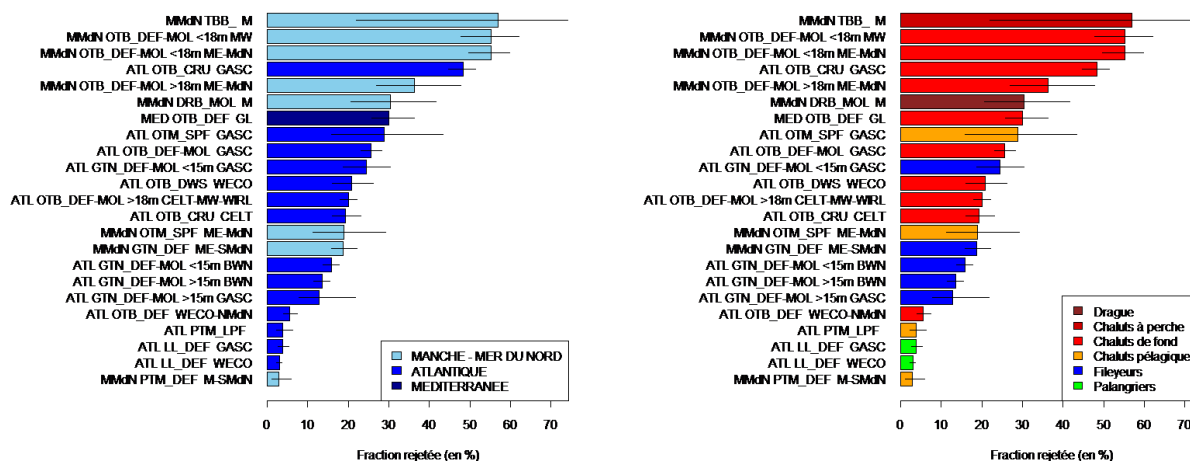


FIGURE 4.3 – Estimations des fractions rejetées en poids toutes espèces confondues pour les différents métiers étudiés par Dubé et al. (2012). Le code couleur distingue les métiers par façade maritime (à gauche) et par type d'engin (à droite). Les lignes horizontales indiquent les intervalles de confiance à 95% des estimations. Codage des métiers cf. annexe A.

4.2.3.3 Utilisation de la capture par les navires français et anglais en Manche

Les fractions rejetées en nombre calculées pour le cas d'étude Manche varient entre les types d'engins, les zones et les pays (figure 4.4).

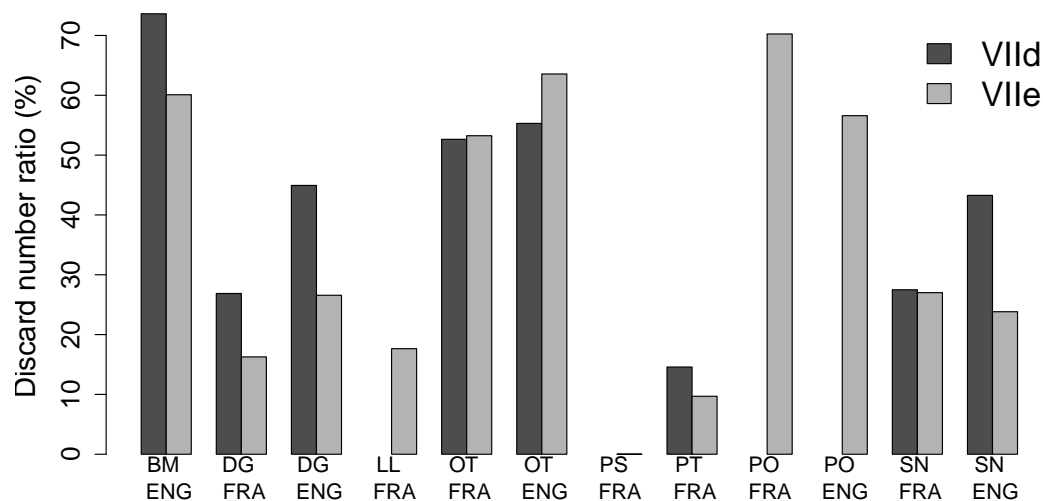


FIGURE 4.4 – Estimations des fractions rejetées totales en nombre par engin (BM = chaluts à perche; DG = dragues; LL = palangres; OT = chaluts de fond et sennes danoises; PS = sennes tournantes; PT = chaluts pélagiques; PO = casiers; SN = filets maillants et trémails), par pays (ENG = Angleterre et Pays de Galles; FRA = France) et par division CIEM (Manche Est - VIIId en gris foncé; Manche Ouest - VIIe en gris clair) sur la période 2003-2012.

Les engins générant les fractions rejetées les plus élevées sont les chaluts à perche, les chaluts de fond et les casiers (de 53% à 76% en nombre). Les filets et les dragues rejettent entre 1/3 et 2/5ème de leur capture, à l'exception des dragues françaises déployées en Manche Ouest qui rejettent moins, avec une estimation à 16% de leur capture rejetée. Les palangres, les chaluts pélagiques et les sennes tournantes sont les engins qui rejettent le moins, avec moins de 18% de leur capture qui est rejeté.

Pour les engins déployés dans les deux zones, les fractions rejetées sont en général plus élevées dans la Manche Est que dans la Manche Ouest (figure 4.4), à l'exception des chaluts de fond anglais pour lesquels l'inverse est observé. Pour les chaluts de fond et filets français, les fractions rejetées sont similaires entre les deux zones.

Pour les engins déployés par les pêcheurs français et anglais, les fractions rejetées diffèrent entre les deux pays (figure 4.4). Au sein d'une même zone, les dragues et les chaluts de fond anglais rejettent en moyenne plus que les français. L'inverse est observé pour les caseyeurs. Quant aux filets, les deux pays rejettent dans des proportions similaires en Manche Ouest, mais en Manche Est les anglais rejettent en moyenne plus.

4.2.4 Discussion

Cette section met en évidence que les fractions rejetées diffèrent selon les zones, les engins ou métiers et les pays considérés.

Les fractions rejetées diffèrent davantage entre engins qu'entre zones avec, pour l'ensemble des cas d'étude et des échelles considérées, les plus fortes fractions rejetées estimées pour les chaluts à perche et les chaluts de fond, tandis que les filets génèrent des fractions rejetées intermédiaires et les chaluts pélagiques et palangres génèrent les fractions rejetées les plus faibles. Ce résultat est en accord avec une comparaison menée à l'échelle européenne par Uhlmann et al. (2013) dans laquelle les fractions rejetées de plusieurs métiers européennes ont été trouvées plus homogènes entre métiers qu'entre régions.

Les différences entre fractions rejetées par engin sont plus marquées pour les cas d'étude Sud Gascogne et Manche qu'à l'échelle nationale. En effet, une stratification technique plus fine, par exemple en différenciant les types de filets pour le cas d'étude Sud Gascogne, ou en prenant en compte le groupe d'espèce-cible principal pour l'étude nationale, permet de mettre en évidence des différences dans les fractions rejetées au sein d'un même type d'engin.

Les différences d'utilisation de la capture peuvent être également très marquées pour un même métier exercé sur différentes zones. Ainsi les chaluts de fond ciblant les espèces démersales présentent des fractions rejetées bien moindres en Ouest Écosse et dans le Nord de la mer du Nord que dans le golfe de Lion. Cependant, les différences observées dans les fractions rejetées par zone diffèrent par type d'engin. Alors que les fractions rejetées sont en général plus élevées en Manche - mer du Nord qu'en Méditerranée et en Atlantique pour les chalutiers de fond et les fileyeurs (sauf les navires <15m dans le Golfe de Gascogne), pour les chalutiers pélagiques, les fractions rejetées sont moindres en Manche - Mer du Nord qu'en Atlantique.

Des différences dans l'utilisation de la capture sont également observées par pays. A même type d'engin et dans la même zone, les pêcheurs anglais et français ne rejettent pas dans les mêmes proportions. Cette différence d'utilisation entre les deux pays change selon le type d'engin et la zone. Catchpole et al. (2014) ont comparé les causes de rejet dans les pêcheries anglaises entre plusieurs zones de pêche et ont mis en évidence que les rejets en Manche Est résulteraient en majorité de contraintes réglementaires tandis que les rejets en Manche Ouest seraient davantage causés par les incitations du marché. Aussi, comprendre les causes de rejet peut permettre d'expliquer en partie les différences observées dans l'utilisation des captures entre engins ou métiers, zones et pays.

4.3 Causes de rejet

4.3.1 Introduction

Comprendre les causes de rejets est une étape indispensable pour identifier les leviers par lesquels les rejets pourraient être limités et par lesquels les pêcheurs vont pouvoir s'adapter à l'obligation de débarquer (Leleu et al., 2014). L'utilisation de la capture, et

donc les rejets, dépendent d'une part de la stratégie du pêcheur et d'autre part de la décision prise au moment du tri de la capture (Eliassen et al., 2014). La pêche étant une activité économique règlementée (Pascoe, 1997), les principaux facteurs influençant cette décision sont les facteurs liés au **marché**, à la **règlementation**, et aux **contraintes techniques** qui interviennent durant le processus de tri (Rochet and Trenkel, 2005; Macher, 2008; Leleu et al., 2014).

Plusieurs études ayant contribué à qualifier et quantifier les causes de rejet à différentes échelles et avec différents niveaux de précision sont présentées et comparées pour mettre en évidence les incitations et contraintes qui influencent le plus sur l'utilisation de la capture.

Les observateurs embarqués français ne collectent pas d'informations spécifiques sur les causes de rejet. Aussi, ces études ont mis en œuvre différentes méthodes pour étudier les causes de rejet soit par analyse des données d'observation à la mer a posteriori, soit par des enquêtes menées auprès des professionnels. La comparaison des résultats obtenus avec différentes méthodes permet de mettre en évidence les potentiels et limites des données d'observation à la mer pour étudier les causes de rejet.

L'objectif de cette partie est de qualifier et quantifier l'utilisation de la capture résultant de ces différentes incitations et contraintes, et d'étudier les potentiels des données d'observation à la mer pour ce faire.

4.3.2 Matériels et méthodes

4.3.2.1 Causes de rejet à l'échelle nationale

Le bilan de l'échantillonnage à bord des navires de pêche professionnelle français 2011 (Dubé et al., 2012) a été utilisé pour étudier, à l'échelle nationale, les rejets liés au marché et à la règlementation sur les tailles limites de débarquement.

Afin d'étudier les rejets liés au marché, une analyse comparative des fractions rejetées en poids, estimées par Dubé et al. (2012), a été menée pour six espèces : le bar (*Dicentrarchus labrax*), le cabillaud (*Gadus morhua*), le chinchard (*Trachurus trachurus*), le merlan (*Merlangius merlangus*), le merlu (*Merluccius merluccius*) et la sole (*Solea solea*). Ces espèces ont été choisies car elles sont fréquemment capturées dans les pêcheries françaises et appartiennent à des catégories différentes, notamment en termes de valeur commerciale.

Afin d'étudier les rejets liés à la règlementation sur les tailles minimales de débarquement, la part en nombre des rejets hors-taille (c'est-à-dire le pourcentage d'individus de taille inférieure à la taille légale de débarquement rejetés par rapport au nombre total d'individus rejetés) a été comparée pour ces six espèces. L'information sur la part des rejets hors-taille n'était disponible que pour une partie des métiers échantillonnés en 2011, qui différait selon les espèces. Ainsi, sur les 23 métiers étudiés dans Dubé et al. (2012) et les six espèces prises en compte dans cette analyse, cette information était disponible pour 38 combinaisons métiers-espèces soit 28%.

Pour la visualisation, les métiers ont été classés par ordre décroissant des estimations

de fractions rejetées toutes espèces confondues et les résultats sont présentés avec un code couleur pour mettre en évidence des différences entre types d'engins (idem figure 4.3).

4.3.2.2 Causes de rejet de cabillaud en Manche – mer du Nord

Le cabillaud (*Gadus morhua*) est une espèce pour laquelle de nombreuses mesures de gestion sont implémentées en Manche et en Mer du Nord. Aussi, afin de réfléchir aux modalités pratiques de réduction des rejets dans le cadre de la nouvelle PCP, une saisine de la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA) nous a été soumise en 2011. L'objectif de l'étude, résumée dans l'annexe B, était de quantifier les rejets de cabillaud et d'en étudier leur nature, notamment d'origine règlementaire. L'étude portait sur deux métiers de Manche Est (division CIEM VIId) - Mer du Nord (divisions CIEM IVabc) : les navires 16-25m de Boulogne-sur-Mer pêchant au chalut de fond "80" mm et les chalutiers de fond 110-120mm ciblant le lieu noir.

Les données d'observation à la mer collectées de 2009 à 2011 ont été utilisées pour analyser les captures de cabillaud en nombre, en poids et en taille, et déterminer les fractions rejetées pour l'espèce. Elles ont également été utilisées pour différencier les rejets liés à trois causes : i) hors-taille (Union Européenne, 1998, 2007), ii) quota fermé, iii) composition des débarquements (Union Européenne, 1998, 2001). Pour ce faire, les dates d'ouverture et de fermeture des quotas par organisation de producteur et national, de même que les listes de navires affiliés à chaque organisation de producteurs, nous ont été fournies.

4.3.2.3 Causes de rejet des engins passifs du Sud Gascogne

Cette étude a fait l'objet d'une publication intitulée "Why do fishermen discard? Distribution and quantification of the causes of discards in the Southern Bay of Biscay passive gear fisheries" par Morandeau et al. parue en 2014 dans la revue Marine Policy (Morandeau et al., 2014, annexe C).

Dans le sud Gascogne, la zone du Gouf de Capbreton (rectangle statistique CIEM 16E8) a fait l'objet d'observations approfondies, par rapport au protocole standard de l'observation à bord des navires de pêche professionnelle, dans le cadre du projet LOUPE ("observation de L'habitat et des cOmmUnautés associées dans le contexte des pêcheries du Gouf de CaPbrEton"). L'un des objectifs du projet est de qualifier et quantifier les causes de rejet pour deux métiers pratiqués dans la zone qui déploient des engins passifs : le métier du fileyage, qui déploie tréaux et filets maillants ; et le métier de la palangre, qui utilise des palangres de fond. Le patron-pêcheur ou l'équipage ont été questionnés à bord au moment du tri de la capture sur les causes de rejet, individu par individu. Les causes de rejet ont été réparties en quatre catégories : (i) règlementation, (ii) qualité, (iii) marché et (iv) pratiques de l'équipage.

Notre contribution à ce travail a été une comparaison menée avec les observations ObsMer réalisées en 2011 sur l'ensemble des navires utilisant ces engins dans l'ensemble du Golfe de Gascogne (divisions CIEM VIIIab). Cette comparaison apporte des éléments

de discussion quant aux potentiels des données ObsMer pour qualifier et quantifier les causes de rejet, et à l'extrapolation des résultats de LOUPE à plus large échelle.

Les causes de rejet ne sont pas enregistrées dans les données 'classiques', et ne peuvent donc être mises en évidence qu'indirectement. Les rejets liés à la réglementation n'ont pu être étudiés a posteriori que pour les réglementations sur les espèces protégées et les tailles minimales de débarquement, en se basant sur les compositions des rejets en espèces et en tailles. Un lien entre rejets et qualité a été recherché par l'analyse de la relation entre fraction rejetée et temps d'immersion des engins. En effet, en théorie, plus une capture reste longtemps dans l'eau, plus elle a de risques d'être détériorée par la prédation ou le parasitisme. Une comparaison entre les résultats de LOUPE et ObsMer a également été menée afin de déterminer si les incitations de marché pouvaient être mises en évidence via la composition spécifique des captures et la saisonnalité des fractions rejetées.

4.3.3 Résultats

4.3.3.1 Causes de rejet à l'échelle nationale

Rejets par espèce :

D'importantes différences dans les rejets français estimés pour 2011 sont observées entre les six espèces (Figure 4.5). Ces différences sont principalement liées à l'espèce elle-même. En effet, les métiers ayant les fractions rejetées les plus élevées toutes espèces confondues (figure 4.3) ne présentaient pas des fractions rejetées plus élevées pour les six espèces prises en compte dans cette étude.

Des espèces à forte valeur commerciale telles que le bar et la sole étaient rejetés en faibles proportions, inférieures à 10% voire nulles, sauf pour le chalutage de fond en Manche Est - mer du Nord (33%), le chalutage de fond en Méditerranée (22%) et le chalutage à perche en Manche (15%) pour la sole, et le chalutage à petits pélagiques en Manche - mer du Nord (28%) pour le bar. Ces estimations sont toutefois associées à de fortes incertitudes.

Le cabillaud, quant à lui, était rejeté en proportions très variables d'un métier à l'autre. Très peu rejeté par les chalutiers de fond (<3%) et les fileyeurs de Manche - mer du Nord (4%), il était fortement rejeté par les chalutiers pélagiques (53% - large incertitude), par les fileyeurs de Bretagne Nord et Ouest (entre 39% et 52%) et par les palangriers d'Ouest Écosse (100% - captures <1t). Le merlu était également rejeté de façon variable d'un métier à l'autre. Les métiers de la palangre, du fileyage dans le Golfe de Gascogne et du chalutage de fond (sauf ceux ciblant les langoustines dans le Golfe de Gascogne) le rejetaient peu (de 0 à 20%), tandis que les chalutiers pélagiques et les fileyeurs opérant en Bretagne Nord et Ouest généraient de 40 à 64% de rejet de cette espèce, avec cependant une incertitude large.

Le merlan était globalement plus rejeté que les espèces précédentes, souvent à plus de 40%, bien que certains métiers parmi les chalutiers de fond, les chalutiers pélagiques, les fileyeurs et les palangriers le rejetaient à moins de 25% avec toutefois de larges intervalles de confiance (figure 4.5). Le chinchard était l'espèce la plus rejetée en pourcentage, à plus

de 60% par la majorité des métiers, en totalité pour certains. Les chalutiers de fond de Méditerranée le rejetaient moins (29%) et les palangriers avaient une fraction rejetée nulle pour cette espèce, mais les captures étaient également faibles (<1t). La faible valeur commerciale du chinchard explique probablement en grande partie ces fortes fractions rejetées.

Rejets hors-taille :

La part de rejet hors-taille diffère est très variable entre les métiers et les six espèces étudiés (table 4.3).

Les rejets de bar de hors-taille étaient élevés (>80%) pour les fileyeurs <15m et les palangriers du Golfe de Gascogne, mais ces deux métiers rejetaient de faibles proportions (2%) de l'espèce (table 4.3). Les chalutiers pélagiques de Manche - sud mer du Nord et les fileyeurs >15m de Golfe de Gascogne rejetaient également peu de bar (<1%) mais pour ces métiers, une part faible voire nulle (23% et 0% respectivement) de ces rejets était hors-taille. La part de hors-taille dans les rejets de sole était généralement élevée (>70%) sauf pour les fileyeurs <15m de Bretagne Ouest et Nord où 25% des rejets de sole étaient composés d'individus hors-taille. Les fractions rejetées de sole par ces métiers étaient généralement faibles (<5%) sauf pour les chalutiers de fond <18m de Manche Est - mer du Nord et les chalutiers à perche de Manche (33% et 15% respectivement), les captures hors-taille constituaient une grande partie (99% et 88% respectivement) de ces rejets de sole.

Pour le cabillaud, la part de rejets hors-taille est élevée (entre 56% et 77%) pour les chalutiers de fond de mer Celtique - Manche Ouest et Ouest Irlande, les chalutiers langoustiniers de mer Celtique et les fileyeurs de Manche Est - sud mer du Nord, mais les fractions rejetées de cabillaud par ces métiers étaient faibles (<5%). Par opposition, pour les fileyeurs de Bretagne Ouest et Nord qui rejetaient en moyenne entre 39% et 52% de cabillaud respectivement, la part de rejet hors-taille était nulle, et ne peut donc expliquer ces fortes valeurs de fractions rejetées.

Une forte part de rejets de merlan hors-taille (>80%) est estimée pour les métiers du chalutage de fond ciblant poissons démersaux et mollusques dans le Golfe de Gascogne et en Manche Est - mer du Nord et du chalutage pélagique à petits pélagiques en Manche Est - Mer du Nord, avec des fractions rejetées variant de 23% à 69%. Palangriers et fileyeurs du Golfe de Gascogne et chalutiers de fond de mer Celtique - Manche Ouest - Ouest Irlande rejetaient, quant à eux, entre 25 et 50% de merlan hors-taille avec des fractions rejetées relativement faibles (<27%) sauf pour les fileyeurs >15m (86%). Chalutiers langoustiniers de mer Celtique et chalutiers pélagiques en bœuf à espèces démersales de Manche - sud mer du Nord présentaient également des fractions rejetées de merlan intermédiaires (46 et 21% respectivement) mais moins de 5% de ces rejets était hors-taille.

Plus de 96% de merlu rejeté était hors-taille pour les chalutiers langoustiniers du Golfe de Gascogne et chalutiers à espèces démersales du Golfe de Gascogne et du Golfe du Lion, pour des fractions rejetées intermédiaires voire faibles (41%, 18% et 2% respectivement). Les fileyeurs <15m du Golfe de Gascogne rejetaient 20% de merlu hors-taille sur 5% de rejets. Les chalutiers de fond à espèces démersales d'Ouest Écosse et nord mer du Nord, les fileyeurs >15m du Golfe de Gascogne et les palangriers du Golfe de Gascogne et d'Ouest Écosse présentaient des fractions rejetées faibles de merlu (<5%), aucun de

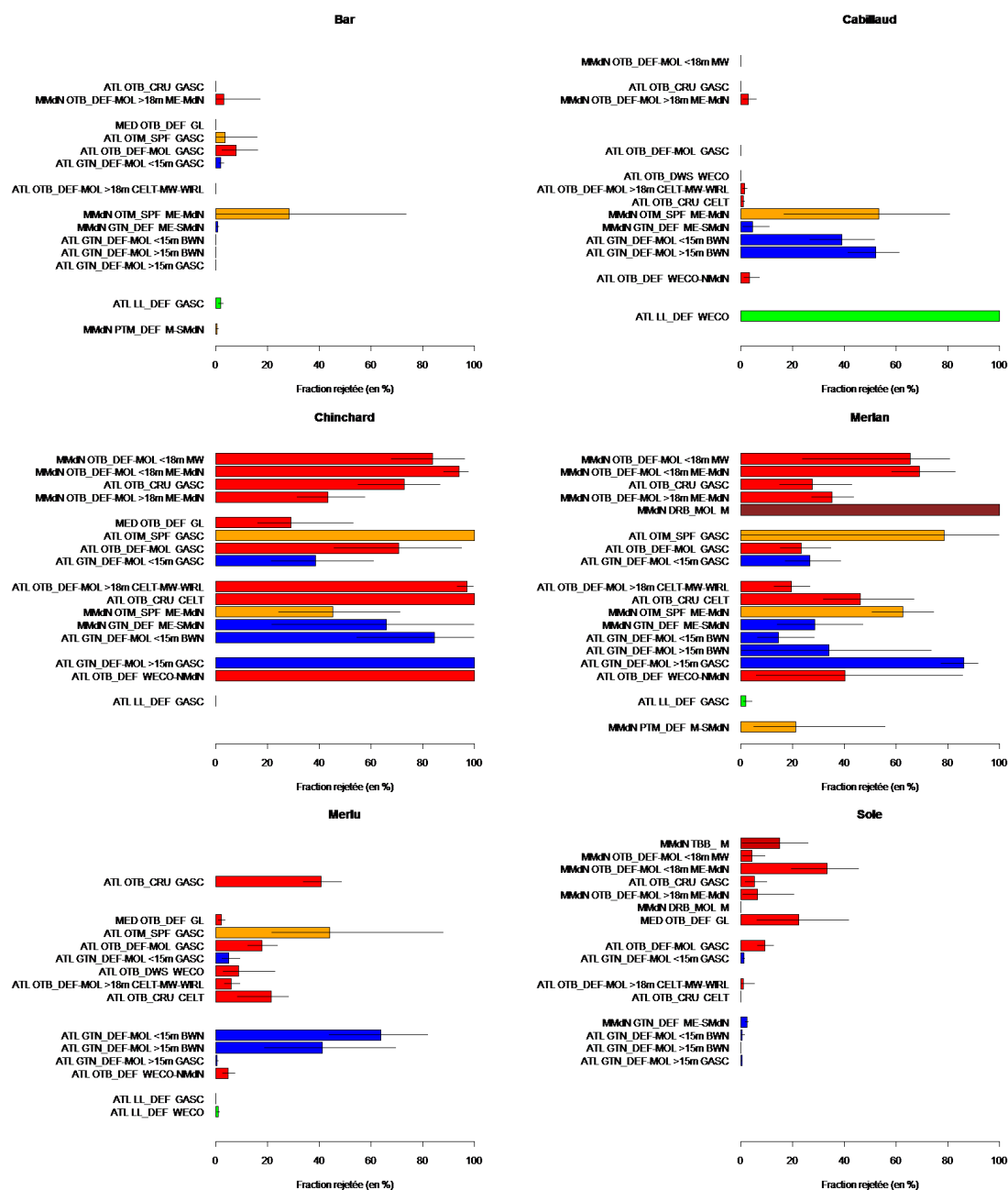


FIGURE 4.5 – Estimations des fractions rejetées en poids distinguées par engin (dragues ; chaluts à perche ; chaluts de fond = simples, jumeaux ou en bœuf ; chaluts pélagiques = simples, en bœuf ou à Grande Ouverture Verticale ; fileyeurs = filets maillants et tréaux ; et palangriers) pour les 6 espèces de l’analyse des rejets des pêcheries françaises en 2011 pour les différents métiers étudiés par Dubé et al. (2012). Les métiers sont classés par fractions rejetées toutes espèces confondues en poids décroissantes (idem figure 4.3). Les lignes horizontales indiquent les intervalles de confiance de 95%. Codage des métiers cf. annexe A.

Façade	Engin	Cible	Taille navires	Zone de pêche	Espèce	FRAC <MLS (%)	FRAC REJ (%)	Rejets (t)
ATL	GTN	DEF/MOL	<15m	GASC	Bar	96	2	10
ATL	LL	DEF		GASC	Bar	80	2	12
MMdN	PTB	DEF		M-SMdN	Bar	23	0	8
ATL	GTN	DEF/MOL	>15m	GASC	Bar	0	0	0
MMdN	OTB	DEF/MOL	<18m	ME-MdN	Sole	99	33	104
MMdN	GTN	DEF		ME-SMdN	Sole	97	2	26
ATL	OTB	CRU		GASC	Sole	94	5	24
MMdN	TBB			M	Sole	88	15	42
ATL	GTN	DEF/MOL	>15m	GASC	Sole	82	0	8
ATL	GTN	DEF/MOL	<15m	GASC	Sole	70	1	9
ATL	GTN	DEF/MOL	<15m	BWN	Sole	25	1	1
ATL	OTB	CRU		CELT	Cabillaud	77	1	5
MMdN	GTN	DEF		ME-SMdN	Cabillaud	70	5	17
ATL	OTB	DEF/MOL	>18m	CELT-MW-WIRL	Cabillaud	56	2	47
ATL	GTN	DEF/MOL	<15m	BWN	Cabillaud	0	39	58
ATL	GTN	DEF/MOL	>15m	BWN	Cabillaud	0	52	20
ATL	OTB	DEF/MOL		GASC	Merlan	91	23	196
MMdN	OTB	DEF/MOL	>18m	ME-MdN	Merlan	87	35	2180
MMdN	OTB	DEF/MOL	<18m	ME-MdN	Merlan	87	69	696
MMdN	OTM	SPF		ME-MdN	Merlan	82	62	1035
ATL	LL	DEF		GASC	Merlan	52	2	30
ATL	GTN	DEF/MOL	<15m	GASC	Merlan	40	27	151
ATL	OTB	DEF/MOL	>18m	CELT-MW-WIRL	Merlan	35	19	577
ATL	GTN	DEF/MOL	>15m	GASC	Merlan	25	86	286
ATL	OTB	CRU		CELT	Merlan	5	46	143
MMdN	PTB	DEF		M-SMdN	Merlan	4	21	10
MED	OTB	DEF		GL	Merlu	98	2	14
ATL	OTB	CRU		GASC	Merlu	97	41	755
ATL	OTB	DEF/MOL		GASC	Merlu	96	18	160
ATL	GTN	DEF/MOL	<15m	GASC	Merlu	20	5	18
ATL	OTB	DEF		WECO-NMdN	Merlu	0	5	99
ATL	GTN	DEF/MOL	>15m	GASC	Merlu	0	0	42
ATL	LL	DEF		WECO	Merlu	0	1	8
ATL	LL	DEF		GASC	Merlu	0	0	0
MED	OTB	DEF		GL	Chincharde	99	29	92
MMdN	OTB	DEF/MOL	>18m	ME-MdN	Chincharde	93	43	532
MMdN	OTB	DEF/MOL	<18m	ME-MdN	Chincharde	4	94	1680
MMdN	OTM	SPF		ME-MdN	Chincharde	1	45	308

TABLE 4.3 – Estimations de la part en nombre des rejets inférieurs à la taille minimale de débarquement (FRAC <MLS), de la fraction rejetée (FRAC REJ) et des poids rejetés (en tonnes) pour les six espèces prises en compte dans l'analyse pour les métiers actifs en 2011 étudiés par Dubé et al. (2012). Les estimations sont classées par espèce puis par ordre décroissant des parts de rejets inférieurs à la taille minimale de débarquement et des poids rejetés. Chaque couleur correspond à une espèce. Codage des métiers cf. annexe A.

ces rejets n'était du hors-taille.

Les rejets de chinchard hors-taille sont prédominants (>90%) pour deux métiers du chalutage de fond, dans le Golfe du Lion et en Manche Est - Mer du Nord pour les navires >18m, alors que ces métiers présentaient des fractions rejetées parmi les plus faibles pour l'espèce (29% et 43% respectivement). Les rejets de chinchard hors-taille sont par contre faibles (<4%) pour les chalutiers de fond <18m de Manche Est - Mer du Nord qui présentent des fractions rejetées de plus de 90%. Les chalutiers pélagiques à petits pélagiques de Manche - Mer du Nord rejetaient quant à eux près de la moitié de leur capture de chinchard, dont moins de 1% était hors-taille.

Le facteur hors-taille peut donc expliquer une part élevée des rejets pour les six espèces, mais dans de nombreux cas, indépendamment de la façade maritime, de la zone de pêche, de l'engin ou de l'espèce-cible, les rejets ne sont pas liés à cette cause.

4.3.3.2 Causes de rejet de cabillaud en Manche – mer du Nord

De grandes différences spatio-temporelles ont été mises en évidence dans les fractions rejetées de cabillaud en Manche - mer du Nord. La part de cabillaud dans les captures totales était généralement faible, particulièrement dans la Manche Est, avec une capture et une fraction rejetée qui diminuaient de 2009 à 2011. Les causes de rejet varient également entre métiers, années et zones. Alors que les rejets dus aux fermetures de quotas expliquaient plus de 65% pour les navires de Boulogne-sur-Mer ayant opéré en 2009 dans la Manche Est, aucun rejet n'a été attribué à cette cause en Mer du Nord, ni sur les deux zones en 2010 et 2011. De même pour le règlement sur la composition des débarquements, responsable de 48% des rejets en 2009 en Mer du Nord pour les navires de Boulogne-sur-Mer, tandis que le seuil de cabillaud autorisé dans les débarquements n'a pas été atteint pour les chalutiers à lieu noir opérant dans la même zone la même année. Les rejets inférieurs à la taille minimale de débarquement, compris entre 10% et près de 100% des rejets, représentaient une part plus élevée dans la Mer du Nord que dans la Manche Est, qui augmentait de 2009 à 2011. Pour les chalutiers à lieu noir, une forte proportion des rejets, qui étaient faibles en quantité, ne trouvait pas d'explication dans ces trois causes.

Plus de détails sont disponibles dans l'annexe B.

4.3.3.3 Causes de rejet des engins passifs du Sud Gascogne

Causes de rejet déclarées par les professionnels Dans le cadre du projet LOUPE, 24 opérations de pêche de palangriers et 27 de fileyeurs ont été observées entre juillet 2011 et avril 2013. Les fractions rejetées sont en moyenne de 45% en nombre et 20% en poids de la capture totale tous engins confondus. Elles présentent une forte variabilité entre engins, et au sein d'un même engin, entre opérations de pêche. Ceci est cohérent avec les observations réalisées sur les mêmes engins par ObsMer dans l'ensemble du Golfe de Gascogne.

L'enquête des causes de rejet met en évidence que la cause de rejet prédominante pour ces métiers est le marché : prix non attractif (56%) ou absence de marché (21%). La

qualité peut également expliquer une part élevée des rejets. La réglementation, de même que les pratiques de l'équipage, ne sont quant à elles responsables que d'une faible part des rejets (<5%).

Le maquereau commun (*Scomber scombrus*) est la première espèce rejetée parmi les métiers observés en raison principalement d'un prix jugé peu attractif par les pêcheurs. Cette espèce très abondante sur la zone du gouf de Capbreton en fin d'hiver et début de printemps, est ciblée par les chalutiers pélagiques, ce qui entraîne une baisse de son prix moyen de vente et en cascade l'augmentation des rejets pour les autres navires (la saturation du marché n'incitant pas au débarquement de cette espèce). Le chien espagnol (*Galeus melastomus*) et le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*) sont la plupart du temps rejetés faute de marché. La petite roussette (*Scyliorhinus canicula*) est aussi dans ce cas ; vendue sans peau et sans tête certains navires peuvent la valoriser relativement bien (cas des ventes directes aux consommateurs). Ainsi on peut observer des différences selon les bateaux pour cette espèce. Le tacaud commun (*Trisopterus luscus*) est aussi souvent rejeté en raison d'un prix jugé peu attractif. Les soles pôle (*Pegusa lascaris*) et les merlus d'Europe (*Merluccius merluccius*) qui sont rejetés, le sont principalement en raison de leur mauvaise qualité, qui rend les individus concernés impropres à la vente.

A bord des palangriers, les pêcheurs mettent principalement en avant l'absence de marché ou de débouché commercial en rejetant les poissons (78 % du nombre). Pour ce qui est des trémailleurs, les pêcheurs expliquent principalement les rejets par un prix de vente non attractif (88 %) en déclarant « ça ne vaut rien et le temps passé à trier et à conditionner n'est pas valorisé ». La qualité des poissons susceptible d'être vendus est un critère important. La dégradation de la qualité par les espèces nécrophages ou prédatrices n'est pas négligeable pour ces engins. Les pêcheurs n'hésitent donc pas à rejeter les poissons selon le critère de qualité (16 % pour les palangriers, 13 % pour les filets droits et 5.8 % pour les trémails).

Comparaison enquêtes - analyse de données La comparaison avec les observations réalisées sur les mêmes engins dans l'ensemble du Golfe de Gascogne met en évidence les limites des données d'observations 'classiques' pour comprendre les causes de rejet.

Pour les incitations de marché par exemple, les enquêtes LOUPE ont montré qu'au printemps de grands volumes de débarquement de maquereau entraînent un effondrement du marché qui se traduit par une augmentation des rejets de l'espèce. Dans les données ObsMer, une fraction rejetée de maquereau plus élevée est observée au printemps pour les trémailleurs, mais pas pour les fileyeurs maillants.

Pour les rejets liés à la qualité, aucune relation entre fraction rejetée et temps d'immersion des engins n'a été trouvée dans ObsMer ni pour l'ensemble des espèces confondues, ni pour le merlu qui est une espèce 'fragile' dont la qualité se détériore vite. Les rejets liés à la qualité n'ont pas pu être ainsi mis en évidence.

Seuls les rejets liés à deux types de réglementation concernant les espèces protégées et les tailles minimales de débarquement, ont pu être quantifiés via les données ObsMer. Les résultats obtenus sont cohérents avec les enquêtes de LOUPE, même si les proportions

de rejet de taille inférieure à la taille minimale de débarquement sont plus élevées pour ObsMer que pour LOUPE pour tous les engins. La différence d'échelle spatiale explique sûrement en partie ces différences.

4.3.4 Discussion

Une grande diversité dans les profils de rejet et leurs causes a été mise en évidence par ces études. Les causes de rejet sont discutées ici séparément, même si elles sont souvent étroitement liées entre elles (Leleu et al., 2014). En effet, les contraintes techniques sont souvent issues d'un compromis entre prix espéré et temps / pénibilité du tri (Macher, 2008). En outre, les réglementations contraignent la stratégie économique d'exploitation, et de nombreux comportements de tri résultent de ces interactions. Par exemple, les stratégies d'optimisation du quota ont été montrées par Leleu et al. (2014) comme très influentes dans le comportement des professionnels.

4.3.4.1 Rejets dus aux incitations du marché

La contrainte économique apparaît comme l'une des principales raisons de rejet d'après les résultats obtenus dans le cadre du projet LOUPE, dans lequel l'essentiel des rejets observés étaient imputables à des raisons liées au marché. Ceci est cohérent avec les résultats des enquêtes menées par Macher (2008) sur les pêcheries françaises où dans la plupart des cas l'existence d'un marché est le facteur le plus déterminant parmi les raisons identifiées dans la décision de débarquer.

Ces résultats d'enquêtes sont cohérents avec l'analyse des rejets des pêcheries françaises en 2011 qui met en évidence d'importantes différences dans les rejets qui sont principalement liées à l'espèce. Des espèces à forte valeur commerciale telles que le bar et la sole ont, pour la plupart des métiers, des fractions rejetées faibles voire nulles. A l'opposé, des espèces à faible valeur commerciale telles que le chinchard sont rejetées de façon quasiment systématique, à plus de 60% par la majorité des métiers, en totalité pour certains. Pour d'autres espèces telles que le cabillaud, le merlu et le merlan, les fractions rejetées sont très variables d'un métier et d'une zone à l'autre. Cette variabilité peut être due à un marché plus ponctuel, à la taille et la qualité des poissons qui va déterminer le prix espéré et à d'autres contraintes, notamment réglementaires.

L'étude des causes de rejet par inférence menée par Catchpole et al. (2014) pour plusieurs pêcheries européennes a mis en évidence que les incitations du marché sont la cause principale, voire exclusive des rejets pour la plupart des métiers examinés (chalutiers grecs, espagnols, et britanniques opérant en mer Celtique, mer d'Irlande et Manche Ouest). Pour la pêcherie langoustinière du golfe de Gascogne, examinée avec la même méthode, l'absence de marché et les « incohérences » (qui incluent la variabilité des marchés) n'ont commencé à être un facteur plausible de rejet que très récemment, et ces causes ne concernent qu'une partie mineure des rejets de cette pêcherie (Catchpole et al., 2014). Cependant, ce résultat ne semble concerner que cette pêcherie même si, pour les chalutiers opérant en mer du Nord et en mer Baltique, les causes réglementaires semblent affecter davantage les rejets (Catchpole et al., 2014).

4.3.4.2 Rejets dus aux règlements

Ces études démontrent que les rejets dus aux règlements peuvent constituer une part élevée des rejets. Les rejets hors-taille de cabillaud en Manche - mer du Nord constituent pour chaque année, zone et pêcherie, une part élevée voire l'intégralité des rejets. Cette étude met également en évidence que des outils de gestion tels que les quotas et la réglementation sur la composition des débarquements peuvent occasionnellement engendrer une part élevée de rejet, mais sur les deux pêcheries analysées, ces causes de rejet ne perdurent pas d'année en année et semblent donc être ponctuelles. Ces résultats sont cohérents avec les enquêtes menées par Macher (2008) qui mettent également en avant une part élevée des rejets dus aux règlements, surtout sur les tailles minimales de débarquement. Dans le cas de la pêcherie chalutière de hareng de mer du Nord (cas d'application du projet mené par Nautilus Consultants Ltd, 2001), les facteurs liés à la réglementation (réglementation sur les tailles minimales de débarquement, quotas) sont également reconnus comme étant les principaux facteurs de rejet. Cependant, pour les engins passifs déployés sur le gouf de Capbreton, les rejets d'origine réglementaires constituent une faible part du tonnage rejeté (Morandeau et al., 2014).

Une forte variabilité dans les rejets liés à la réglementation est observée à tous les niveaux. Ainsi, l'étude sur la nature des rejets de cabillaud en Manche - mer du Nord met en évidence une forte variation spatio-temporelle des rejets d'origine réglementaire, qui diffèrent également d'une pêcherie à l'autre. De même, pour les six espèces étudiées à l'échelle nationale en 2011, la part de rejets hors-taille est variable par engin, zone de pêche et espèce. Ce résultat est cohérent avec les résultats obtenus pour trois métiers en mer Celtique (Rochet et al., 2002). A l'échelle nationale en 2011, l'analyse distingue des métiers où quasiment l'intégralité des rejets des espèces étudiées est hors-taille et des métiers où la part de rejet hors-taille est faible, voire nulle. Tous les engins peuvent générer de fortes proportions de rejet hors-taille, avec un effet plus marqué pour les chalutiers de fond et les fileyeurs. Les fortes parts de rejet hors-taille peuvent survenir aussi bien en Manche - mer du Nord qu'en Atlantique et en Méditerranée. Les plus fortes fractions rejetées observées par espèce sont souvent associées à des faibles proportions de hors-taille dans les captures, et inversement des espèces moins rejetées en pourcentage le sont souvent en grande partie en raison de la taille légale de débarquement. Le facteur hors-taille n'explique donc qu'une faible part des rejets totaux pour la plupart des engins et espèces considérés à l'échelle nationale. Des rejets hors-taille plus élevés peuvent témoigner de bons recrutements (Rochet and Trenkel, 2005), ce qui peut expliquer la forte variabilité spatio-temporelle observée.

4.3.4.3 Rejets dus aux contraintes techniques

Les études présentées dans cette partie ont permis de mettre en évidence une prédominance des incitations économiques et des contraintes réglementaires dans le processus de rejet. Cependant, pour l'ensemble de ces études, une part variable des rejets n'est attribuable ni au marché ni à la réglementation.

Les contraintes de capacité de cale limitée sont souvent mises en avant comme causes de rejet (Rochet and Trenkel, 2005) mais d'autres contraintes liées au tri de la capture,

telles que le volume et la composition des captures, la capacité de tri de l'équipage et le processus de tri sont rarement prises en compte, alors qu'elles peuvent permettre d'expliquer une part non négligeable de la variabilité des rejets (Macher, 2008). Par exemple, une marée plus longue, un navire plus gros et un équipage plus nombreux permettront d'obtenir un meilleur tri.

Le tri dépend, en plus de la composition des captures, du temps disponible, des différences de comportements individuels des pêcheurs (vigilance), de la météorologie influençant la vigilance et de la qualité (Nautilus Consultants Ltd, 2001). Aussi, d'après les enquêtes menées sur les engins passifs dans le Gouf de Capbreton, les rejets liés à la qualité peuvent constituer une part élevée des rejets (Morandeau et al., 2014). Cette raison est d'autant plus importante pour les espèces fragiles (Morandeau et al., 2014). La fragilité de certaines espèces créent des contraintes dans le temps de tri (Macher, 2008). Les limites de temps peuvent également être dues à l'arrivée du trait suivant ou à la fin de marée. L'heure de criée et l'ordre de vente à la criée ont aussi une importance dans le processus de tri (Macher, 2008). Ainsi, on s'attend à ce que le dernier trait de la marée pour lequel le temps de tri peut être contraint par l'heure de la criée, soit rarement échantillonné par manque de temps. Cependant, l'échantillonnage par les observateurs embarqués de la première et de la dernière opérations de pêche n'a pas été moins fréquent pour les marées échantillonnées par le programme français entre 2003 et 2013. Ainsi la première OP a été échantillonnée pour 62% des marées observées, et la dernière pour 47% des marées.

L'analyse des données ObsMer réalisée par Macher (2008) a également permis de mettre en évidence une adaptation du tri à la structure en taille des captures. A volume constant, lorsque les captures sont composées de plus petits individus, les débarquements augmentent pour compenser le faible prix des plus petits poissons par la quantité. Lorsque le volume des captures augmente, les marins ont tendance à rejeter une plus grande proportion des poissons de plus petites tailles pour optimiser le temps de tri utilisé; le pourcentage de rejets augmente lorsque les captures augmentent. L'influence du prix est particulièrement importante dans le processus de tri, avec notamment un compromis entre prix et pénibilité. La déclaration selon laquelle « ça ne vaut rien et le temps passé à trier et à conditionner n'est pas valorisé » récoltée dans le cadre du projet LOUPE tend à confirmer l'importance du compromis entre prix et pénibilité du tri dans le processus du rejet. A ce titre, les contraintes techniques font partie intégrante de la stratégie économique mise en œuvre par les professionnels.

Parmi les facteurs liés aux contraintes de tri, temps et pénibilité, beaucoup sont difficiles à élucider dont la capacité de cale, l'organisation et la discipline de l'équipage, et l'influence de la météo. Ils ont pu être mis en avant grâce aux enquêtes menées directement auprès des professionnels.

4.3.4.4 Potentiels des données d'observation à la mer pour étudier les causes de rejet

L'évaluation et la compréhension des comportements et causes de rejet ne peut être pleinement menée à bien avec le protocole actuel. La comparaison LOUPE - ObsMer

souligne les difficultés de qualification, et a fortiori de quantification, des causes de rejet a posteriori, notamment pour les raisons de marché et de qualité qui constituent des incitations majeures. Cette comparaison met également en avant la difficulté d'extrapolation des résultats d'un cas d'étude local à plus large échelle. Par exemple, la différence observée entre ObsMer et LOUPE dans les incitations de marché pour le maquereau s'explique probablement en partie par l'échelle régionale utilisée pour les données ObsMer, alors que les phénomènes de marché concernent des échelles locales. Les rejets liés au marché sont également difficiles à mettre en évidence a posteriori car les incitations de marché peuvent être très fluctuantes d'un jour sur l'autre et d'un navire à l'autre selon la stratégie des pêcheurs. Cette difficulté est accrue par le fait que les causes de rejet sont souvent étroitement liées entre elles (Leleu et al., 2014). Compte tenu du protocole d'échantillonnage actuel, les données d'observation sont également limitées pour quantifier les effets de contraintes réglementaires telles que les quotas, et de la plupart des contraintes de tri (Macher, 2008). Les contraintes fluctuent d'un navire à l'autre et d'une opération de pêche à l'autre, expliquant la forte variabilité dans les causes de rejet et la difficulté de mettre en évidence des motifs généraux à large échelle.

L'étude menée par Catchpole et al. (2014) a étudié la nature des rejets et leurs causes principales par inférence à partir des données des programmes d'observation à la mer. La méthode employée classe les causes de rejet en quatre catégories : (1) hors-taille = les individus rejetés dont la taille est inférieure à la taille minimale légale ; (2) absence de marché = les individus rejetés dont la taille est inférieure à une taille commerciale minimale (supérieure à la taille légale, et définie comme la taille du plus petit poisson qui a été débarqué), ou d'espèce pour laquelle il n'existe pas de marché ; (3) quota = les individus rejetés dont la taille est supérieure à la taille minimale légale, pour les espèces sous quota ; et (4) incohérences = les individus d'espèces commerciales dont la taille est supérieure à la taille minimale légale et qui ne sont pas gérées par un TAC ou quota, regroupent les autres causes : variabilité des marchés, variabilité du tri, régulations sur la composition de la capture, poisson endommagé ou en mauvaise condition (par exemple : crustacés mous). Cette méthode a permis de mettre en évidence l'importance relative des causes de rejet prédominantes, mais n'en permet pas une caractérisation fine ; caractérisation qui ne peut être obtenue qu'en questionnant directement les professionnels au moment du tri de la capture (Catchpole et al., 2014). Catchpole et al. (2014) ont notamment mis en évidence que les causes de rejet seraient plus homogènes entre zones qu'entre métiers. Ce résultat ne concorde pas avec ceux de nos études. La diversité dans les motifs et les causes de rejet mise en évidence dans nos études incite à la prise en compte des spécificités locales et à une gestion des rejets au cas par cas.

4.4 Quel succès de capture de l'espèce-cible des pêcheurs français en Manche ?

Cette étude a fait l'objet d'un stage de Master 1, réalisé par Raphaëlle Fumeron de janvier à février 2014. Dans la perspective d'une contribution à mon travail de thèse, j'ai écrit le sujet de stage et l'ai co-encadré avec Marie-Joëlle Rochet.

Les détails de cette étude sont disponibles dans l'annexe D (Fumeron, 2014).

4.4.1 Introduction

Améliorer la sélectivité des engins pour ne capturer que les espèces et tailles ciblées est souvent préconisé pour limiter les rejets. Cela nécessite qu'il soit possible, en premier lieu, d'éviter la capture des espèces et tailles accessoires. **L'objectif de cette étude est d'étudier l'efficacité des pêcheurs français pour capturer leur espèce-cible en Manche.**

Les données du programme d'observation à la mer renseignant pour chaque opération de pêche sur l'espèce (principale) ciblée *a priori* et sur la composition des captures *a posteriori*, permettent d'étudier la réussite de capture de l'espèce-cible, sa variabilité et les facteurs qui l'influencent. L'échelle de l'opération de pêche a été choisie car elle est adaptée pour étudier la sélectivité de la pêche, telle que définie dans le chapitre 1, et sa variabilité.

4.4.2 Matériels et méthodes

Douze métiers, i.e. combinaisons d'engin et d'espèce-cible (une espèce ou un regroupement de quelques espèces) parmi les plus échantillonnés par le programme d'observation à la mer en Manche sur la période 2003-2012 et présentant une large couverture temporelle ont été sélectionnés. Parmi les métiers sélectionnés, plusieurs utilisent le même type d'engin de pêche pour cibler différentes espèces, ou ciblent la même espèce (ou groupe d'espèces) avec différents engins, permettant ainsi l'analyse des effets engin et espèce-cible sur le succès de capture de l'espèce-cible.

Les métriques de sélectivité utilisées pour étudier ces questions sont détaillées dans la table 4.4.

TABLE 4.4 – Métriques de sélectivité (B = biomasse; *cible* = espèce-cible; C = capture totale toutes espèces confondues = débarquement + rejet = r). La métrique identifiée par un astérisque renseigne également sur l'utilisation de la capture.)

Métrique	Équation	Description
Part de l'espèce-cible dans la capture en poids	$\frac{\sum B_{cible}}{\sum B_C}$	Proportion de la capture totale correspondant à l'espèce initialement ciblée par les pêcheurs
Fraction rejetée de l'espèce-cible en poids *	$\frac{\sum B_{r,cible}}{\sum B_{cible}}$	Proportion de la capture de l'espèce-cible non utilisée
Nombre d'espèces accompagnatrices		Nombre d'espèces, autres que l'espèce-cible, contribuant à plus de 5% de la capture totale en poids

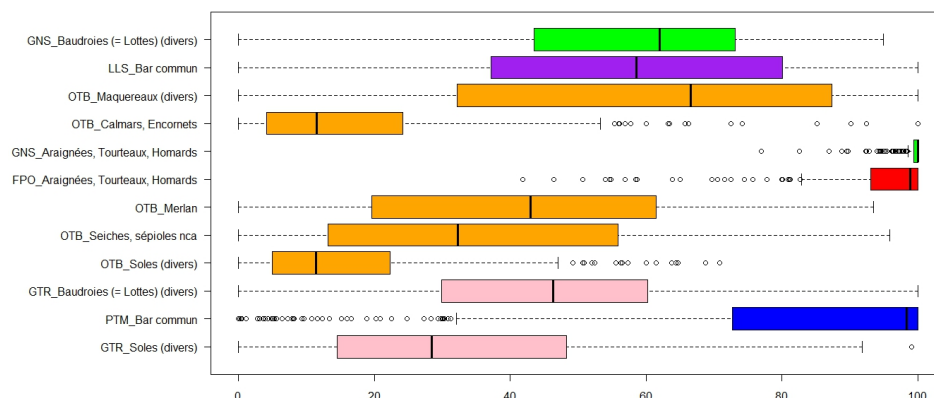


FIGURE 4.6 – Pourcentage du poids de l’espèce-cible dans la capture totale par opération de pêche pour les douze métiers français en Manche sélectionnés. Chaque couleur représente un engin (FPO = casiers; GNS = filets maillants; GTR = trémeaux; LLS = palangres de fond; OTB = chaluts de fond à panneaux; PTM = chaluts pélagiques).

Les métriques sont calculées en moyenne pour chaque métier sur l’ensemble de la série temporelle (2003-2012).

La variabilité entre les opérations de pêche peut être forte car la sélectivité varie selon les caractéristiques et les conditions de l’opération de pêche et les tactiques mises en œuvre par les pêcheurs. Aussi, comme proposé dans le chapitre 1, le concept de sélectivité devrait être restreint à l’échelle de l’opération de pêche. La part de l’espèce-cible dans la capture en poids est donc calculée par opération de pêche pour étudier sa variabilité. L’effet des variables engin, espèce-cible, année, saison, division CIEM, rectangle CIEM sur la réussite de capture de l’espèce-cible et sa variabilité est ensuite étudiée par des analyses multivariées, analyses en composantes principales et analyses de variance.

4.4.3 Résultats et discussion

Cette étude met en évidence que la part de l’espèce-cible dans la capture est très variable d’un métier à l’autre (figure 4.6). Cependant, l’espèce-cible est toujours l’espèce prédominante dans la capture, pour les douze métiers étudiés, à l’exception du chalut de fond ciblant la sole commune pour lequel la sole est la seconde espèce après la plie. De manière générale, la fraction rejetée de l’espèce-cible est inférieure à 1/3, à l’exception des crustacés pour lesquelles les fractions rejetées peuvent atteindre 60% de leur capture. Le nombre d’espèces accompagnatrices est également fortement variable d’un métier à l’autre, mais toujours inférieur à 5. En dehors de l’espèce-cible, la composition des captures en espèces est généralement très variable d’une opération de pêche à l’autre.

Au sein de chaque métier, la part de l’espèce-cible dans la capture est très variable d’une opération de pêche à l’autre (figure 4.6). L’engin de pêche et l’espèce-cible sont les deux facteurs principaux qui affectent la réussite de capture de l’espèce-cible. C’est ainsi

que les métiers ciblant les crustacés ou déployant un chalut pélagique obtiennent un taux de réussite de capture de l'espèce-cible plus élevé que ceux qui ciblent la sole commune ou qui mettent en œuvre un chalut de fond. Les variables spatiales et temporelles ont également un effet significatif, mais moindre, sur le succès de capture de l'espèce-cible pour les douze métiers étudiés.

La variabilité entre les opérations de pêche peut être forte car la sélectivité varie selon les caractéristiques et les conditions de l'opération de pêche et les tactiques mises en œuvre par les pêcheurs. Aussi, pour faire ressortir des propriétés plus générales, un nombre élevé d'opérations de pêche suffisant est nécessaire. En outre, plus le nombre d'opérations de pêche pris en compte est élevé, plus l'échantillon a de chances d'être représentatif de l'activité des navires.

4.5 Conclusions

Ce chapitre a permis de mettre en évidence un fort effet de l'engin de pêche sur les fractions rejetées à toutes les échelles considérées. Ce résultat est cohérent avec les résultats obtenus en comparant les fractions rejetées obtenus pour plusieurs pêcheries européennes, comparaison qui fait ressortir des fractions rejetées plus homogènes entre pêcheries / flottilles qu'entre zones de pêche (Uhlmann et al., 2013).

Cependant, il ressort de ce chapitre que la quantité et la qualité des espèces capturées et rejetées sont variables selon la zone de pêche et la saison (abondance des espèces), le métier pratiqué (l'engin et ses caractéristiques techniques et les espèces ciblées), le savoir-faire du patron et les pratiques de l'équipage (temps et lieu d'immersion de l'engin, temps et méthodes de travail, etc.), la réglementation en vigueur (taille, quota, statut de protection de l'espèce) et les circuits de commercialisation des navires. De plus l'état de la mer (le mauvais temps pour les chaluts de fond et les filets) et la présence d'espèces nécrophages ou de prédateurs opportunistes dans le cas des arts dormants sont aussi des facteurs favorisant les rejets car ils dégradent la qualité de la capture.

La variabilité dans les captures et les rejets mise en évidence à toutes les échelles indique que le processus de rejet résulte d'une combinaison de facteurs, qui varient dans le temps et l'espace. Les facteurs de disponibilité des ressources et les caractéristiques de l'opération de pêche conditionnent ce qui est capturé. La composition spécifique, en tailles et en qualité des captures varie selon la zone et la saison de pêche, et selon les caractéristiques de l'engin mis en œuvre dans les conditions de l'opération de pêche. Aussi, pour la majorité des métiers étudiés en Manche d'amples variations sont observées dans la capture de l'espèce-cible d'une opération de pêche à l'autre. Selon que les captures correspondent plus ou moins à la cible de l'opération de pêche, une partie plus ou moins grande de la capture est conservée et débarquée, tandis que le reste est rejeté.

En moyenne, il ressort de l'étude menée sur l'efficacité de ciblage en Manche que les pêcheurs réussissent bien à capturer leur espèce-cible, avec cependant des variations importantes selon les espèces-cibles et les engins et dans l'utilisation de la capture de ces espèces-cibles. L'étude de la composition des captures des espèces-cibles en taille serait intéressante afin d'étudier l'adéquation entre maillages et engins déployés et taille légale

de débarquement. Cependant, il ressort de l'analyse menée par Nikolic et al. (2014) que les modifications de maillage imposées dans la pêcherie langoustinière du golfe de Gascogne ont peu affectés la distribution en taille des captures de langoustines et de merlus.

La pêche étant une activité productive au cours de laquelle les pêcheurs cherchent à optimiser leurs revenus, et donc leurs débarquements, le marché apparaît comme la principale incitation à conserver la capture ou au contraire à la rejeter (Morandeau et al., 2014; Catchpole et al., 2014; Leleu et al., 2014). Dans de nombreux cas, qui semblent plus locaux ou ponctuels, les contraintes réglementaires peuvent représenter la cause principale de rejet. Le marché et/ou la réglementation sont les principaux facteurs de rejet mais une part résiduelle non négligeable des rejets peut être également attribuable aux contraintes techniques, notamment de temps et de pénibilité du tri (Macher, 2008). D'une manière générale, le tri n'est pas perçu comme un travail valorisant pour les professionnels et ils cherchent à le limiter autant que possible (Morandeau et al., 2014). Le tri fait partie intégrante de la stratégie économique (Arnason, 1994).

Le programme national d'observation à la mer collecte des données spatio-temporelles, en plus de données sur les caractéristiques de l'engin et les conditions de l'opération de pêche, qui permettent d'analyser les facteurs liés à la disponibilité des ressources et à l'opération de pêche. Par contre, les données d'observation à la mer telles qu'elles sont collectées actuellement sont moins adaptées pour analyser l'influence des marchés, règlements (sauf taille minimale de débarquement) et contraintes techniques. La disponibilité du quota par exemple ne fait pas partie des données collectées en routine au cours des observations en mer alors que dans certains cas, ce facteur explique une part conséquente des rejets. De même, certaines espèces commerciales peuvent ponctuellement connaître des fractions rejetées élevées en raison d'un marché saturé ; cela ne peut être mis en avant avec les données existantes. De manière générale, une qualification des causes de rejet directement à bord des navires de pêche professionnelle, telle que réalisée dans le cadre du projet LOUPE, permettrait de mieux comprendre les leviers permettant de gérer l'utilisation de la capture pour les espèces cibles et les espèces accessoires. Une meilleure compréhension des motifs et causes de rejet est d'autant plus nécessaire dans le contexte actuel où les professionnels vont devoir prochainement s'adapter à l'obligation à débarquer (Leleu et al., 2014).

Discussion générale

Résumé des principales contributions de la thèse

Avec le développement de l'approche écosystémique des pêches, les outils de gestion des pêches doivent être repensés, à une échelle plus intégrée que la population, et ce, aussi bien dans une perspective écologique que socio-économique (Garcia et al., 2003; Pikitch et al., 2004). Les connaissances sur la pression de pêche, levier principal de la gestion, restent cependant restreintes à l'échelle de la communauté marine (Piet et al., 2006). Elles impliquent de connaître la composition de la capture au regard de la composition des communautés marines. Or, chaque méthode d'observation a ses limites et ne permet d'observer qu'une part de la communauté (Trenkel et al., 2004a; Fraser et al., 2007). Pour la plupart des populations constituant la communauté, l'abondance et la structure en taille ou en âge sont inconnues. Les seules composantes directement observables sont les captures.

Ce travail de thèse avait pour objectifs de caractériser de manière détaillée les captures dans les perspectives écologique et exploitation et de mettre en évidence les liens entre différentes composantes des captures et différents objectifs de gestion.

Pour commencer, ce travail suggère de distinguer les concepts de diagramme d'exploitation et d'utilisation de la capture de celui de sélectivité de la pêche. La clarification de ces concepts et de leurs différences est une première étape pour mettre en évidence les liens entre différentes composantes de la capture et différents objectifs de gestion.

La caractérisation détaillée des captures menée dans ce travail de thèse grâce aux données d'observation collectées à bord des navires de pêche professionnelle a permis d'étudier empiriquement les trois concepts, et d'appuyer leurs différences. Ainsi, ce travail de thèse propose des métriques caractérisant la capture à la fois dans une perspective écologique par rapport aux communautés marines, et dans une perspective d'exploitation du point de vue des pêcheurs. Pour ce faire, la prise en compte de différents engins de pêche actifs et passifs est nécessaire. Des méthodes ont ainsi été proposées, d'une part pour standardiser les captures entre différents engins de pêche en s'affranchissant des différences de taille d'échantillon et de procédés de capture, et d'autre part pour combiner les captures issues de différents engins de pêche déployés sur une zone géographique donnée. Plusieurs études, menées à différentes échelles et avec différents niveaux de précision, ont permis d'étudier les facteurs techniques, spatiaux et temporels influant le plus sur les captures selon les perspectives adoptées.

L'approche empirique adoptée dans ce travail présente l'avantage de rendre compte

'des conditions réelles' de l'activité de pêche. Cependant, les effets du type d'exploitation sur les captures s'en trouvent confondus avec la variabilité environnementale affectant les dynamiques des ressources et des flottilles, et la variabilité économique affectant les stratégies d'exploitation. Ce type d'approche pose un certain nombre de limites mais reste néanmoins utile en complément des approches par modélisation, et nécessaire si l'on veut intervenir sur le monde réel.

Captures : quelles composantes des communautés marines ?

Quelles espèces ? La conservation de la biodiversité spécifique étant l'un des objectifs principaux de l'approche écosystémique des pêches (Garcia et al., 2003; Pikitch et al., 2004), la richesse spécifique des captures apparaît particulièrement utile pour évaluer le nombre d'espèces qui subissent les pressions. Cependant, cette métrique est à nuancer avec l'intensité de la pression exercée sur chaque espèce. Certaines espèces ne font l'objet que d'une capture exceptionnelle, tandis que d'autres sont fréquemment capturées. De plus, toutes les espèces ne présentent pas la même vulnérabilité à l'exploitation (Jennings et al., 1999). Aussi, l'intensité de la pression est à nuancer avec le niveau d'abondance et de productivité des espèces concernées. Pour un même niveau de pression, les impacts seront plus forts sur les espèces peu abondantes ou vulnérables (Dulvy et al., 2000). La richesse spécifique est donc une métrique adaptée pour caractériser les pressions de la pêche sur les communautés en lien avec l'objectif de conservation de la biodiversité. Cependant une caractérisation plus précise de la richesse des captures par niveau d'abondance ou de productivité semble plus pertinente pour évaluer les risques liés à cette pression.

L'équitabilité permet de contraster la vision fournie par la richesse en rendant compte de la distribution d'abondance entre les différentes espèces capturées. L'équitabilité permet de déterminer si la pression est majoritairement subie par quelques espèces (faible équitabilité) ou si elle est répartie de façon plus homogène entre les espèces (forte équitabilité). De même que pour la richesse spécifique, l'équitabilité serait à mettre en balance avec l'abondance et la vulnérabilité des espèces concernées. Cette métrique est celle qui est la moins affectée par l'engin ou le site du cas d'étude Sud Gascogne. Cependant, ce faible effet est d'autant plus marqué dans le cas d'étude Sud Gascogne que les engins de pêche considérés capturent une majorité d'espèces benthiques et démersales qui sont essentiellement solitaires. Cette métrique pourrait être plus pertinente pour différencier les engins qui capturent des espèces grégaires par rapport à ceux qui capturent principalement des espèces solitaires. Cependant, Payne et al. (2005) suggèrent que cette métrique est peu adaptée si les échantillons se concentrent sur les lieux de fortes densités. Les pêcheurs se concentrant généralement sur les zones où les poissons sont les plus abondants, cette métrique apparaît peu pertinente.

L'étude menée sur l'efficacité de ciblage par les pêcheurs français en Manche fait ressortir que les pêcheurs présentent en général un fort taux de réussite de capture de leur espèce-cible. Ce taux dépend à la fois du comportement et de l'habitat des espèces. Ainsi, les espèces pélagiques ou grégaires sont capturées dans les proportions

les plus élevées, tandis que les espèces benthiques sont capturées en proportions moindres avec un nombre d'espèces accompagnatrices plus élevé. Le choix de l'espèce-cible est par conséquent déterminant dans la composition de la capture. Inversement, Marchal (2008) a mis en évidence que la détermination de l'espèce ciblée à partir de la composition des débarquements en valeur n'est pas toujours pertinente. Nos résultats suggèrent que la prise en compte de la composition de la capture totale pourrait permettre une détermination plus juste.

L'utilisation de la capture est également fortement conditionnée par les espèces capturées. Les espèces commerciales sont en grande partie débarquées tandis que les espèces de moindre valeur commerciale sont rejetées en proportions beaucoup plus élevées (Morandeau et al., 2014; Catchpole et al., 2014; Macher, 2008). Cependant les espèces commerciales sont en général soumises à TAC et quotas. Les quotas, une fois atteints, constituaient dans l'ancien cadre réglementaire une obligation à rejeter, et pouvaient générer des proportions fortes de rejets (chapitre 4; Macher, 2008). En réponse à ces contraintes légales, des stratégies d'optimisation des quotas sont mises en œuvre par les professionnels (Leleu et al., 2014). Ces stratégies, intégrées à la stratégie économique des professionnels, peuvent intervenir pour toutes les espèces pour lesquelles les quotas sont en forte consommation, et influencent fortement la décision de rejeter (Leleu et al., 2014). Avec l'obligation à débarquer, toutes les espèces soumises à limitation de capture devront être débarquées. Les différences entre les stratégies économiques mises en œuvre pour ces espèces devraient s'en trouver limitées. Le débarquement de ces espèces (de même que pour les tailles et qualités), jusque-là rejetées, implique tout de même d'adapter et d'améliorer les moyens de valorisation de ces captures (Leleu et al., 2014). Le rejet des espèces protégées, sera quant à lui, toujours obligatoire (Union Européenne, 2013).

Quels groupes fonctionnels ? La technologie et les marchés ont été les considérations prépondérantes dans le choix des espèces à cibler au sein d'une communauté (Hall et al., 2000). Les considérations écologiques n'ont été prises en compte que bien plus tard, voire ne le sont pas encore complètement. Ainsi dans les pêcheries, en particulier dans les pays développés, les espèces prédatrices sont préférentiellement ciblées (Bundy et al., 2005). Notre étude démontre une prépondérance des espèces prédatrices dans les captures. Les proportions de piscivores estimées de façon empirique dans ce travail sont parmi les métriques qui sont le plus affectées par l'engin de pêche. Les proportions diffèrent entre les engins de pêche professionnelle, mais sont systématiquement plus élevées que celles obtenues avec les engins de pêche scientifiques. Cette forte réponse des métriques fonctionnelles tend à démontrer que les modèles structurés selon les groupes fonctionnels, tels que celui de Rochet et al. (2013), sont pertinents pour décrire la distribution de la pression sur les communautés.

Plusieurs modèles ont mis en évidence que la pêche préférentielle des prédateurs pourrait entraîner une modification du réseau trophique au niveau des communautés ou écosystèmes (Bundy et al., 2005; Rochet et al., 2011). Des phénomènes de compensation pourraient se mettre en place au sein d'un même groupe fonctionnel, limitant ainsi les impacts sur les communautés. Rochet et al. (2013) ont ainsi mis en évidence que les impacts de la pêche sur les groupes fonctionnels dépendent à la fois de la structure des communautés et de la répartition de la pression, avec une compensation plus marquée si

la pression est exercée sur un nombre restreint d'espèces au sein du groupe fonctionnel. Si ce résultat est fidèle à la réalité, la prédominance des espèces piscivores dans les captures de certains engins étudiés dans ce travail, notamment les filets maillants et les palangres, laisse à penser que peu de compensation doit avoir lieu. Des grands prédateurs, notamment des élastomobranches, étaient autrefois ciblés dans le Golfe de Gascogne ; aujourd'hui, les captures de ces espèces sont devenues exceptionnelles (Quero and Cendrero, 1996). De nombreux élastomobranches présentent une longue espérance de vie, une croissance lente, une maturité tardive et une faible fécondité (Frisk et al., 2001; Dulvy et al., 2000). Ces traits d'histoire de vie les rendent plus vulnérables à l'exploitation par la pêche que la plupart des poissons téléostéens et des invertébrés (Frisk et al., 2001). La prise en compte de la vulnérabilité des espèces qui font l'objet d'une capture ciblée apparaît donc nécessaire à la fois pour le maintien de la structure trophique de l'écosystème et pour la préservation de la biodiversité.

Quelles tailles ? De même manière que pour les espèces piscivores, les individus de grande taille sont en général préférentiellement ciblés. Les engins de pêche professionnelle, étudiés pour le cas d'étude Sud Gascogne, capturent en moyenne, mais avec des différences significatives entre engins, des individus de tailles supérieures aux engins de pêche scientifiques. Aussi, les métriques en taille testées sur ce cas d'étude, en particulier la taille moyenne de capture, sont parmi les plus affectées par l'engin de pêche utilisé, indépendamment du site. Les modèles structurés en tailles, tels que ceux de Rochet et al. (2011); Rochet and Benoit (2011), apparaissent donc pertinents pour décrire la distribution de la pression sur les communautés. Ces modèles prédisent une modification du spectre de taille résultant de la capture préférentielle des grands individus (Rochet and Benoit, 2011). Le régime alimentaire des poissons évolue généralement avec l'âge (et donc la taille) des individus. Aussi les impacts d'une exploitation ciblée des grands individus pourraient se combiner avec ceux résultant d'une exploitation ciblée sur les piscivores, affectant fortement les communautés en question. La forte corrélation entre les tailles moyennes et les proportions de piscivores mise en évidence par notre étude semble concorder avec un effet combiné sur ces deux composantes. L'étude comparative des états entre les deux communautés n'a cependant pas permis de mettre en évidence ces impacts de manière empirique.

Le ciblage des grands individus est d'autant plus prononcé que les juvéniles sont protégés par de nombreuses mesures de gestion (Cochrane, 2002). Les réglementations sur les tailles de maillage sont, par exemple, des mesures techniques largement employées, même si leur efficacité a été questionnée (Halliday and Pinhorn, 2002), dans le but de permettre aux petits individus de s'échapper de l'engin de pêche. Les réglementations sur les tailles minimales de débarquement visent également à limiter la capture des petits individus. Cependant, elles ne constituent pas à l'heure actuelle une réelle incitation à éviter leur capture. En l'occurrence, elles peuvent constituer une obligation à rejeter une partie de la capture, qui peut être élevée pour de nombreux métiers et de nombreuses espèces (chapitre 4). Avec l'obligation à débarquer, la taille minimale de débarquement sera remplacée par une taille minimale de référence de conservation, qui obligera à débarquer les petits individus mais n'en permettra pas une commercialisation pour l'alimentation humaine (Union Européenne, 2013). L'objectif étant ainsi d'éviter le ciblage des petits in-

dividus par les professionnels. La possibilité d'un tel ciblage est néanmoins discutable aux vues des tailles minimales de commercialisation qui sont appliquées pour de nombreuses espèces en réponse aux demandes de marché (Catchpole et al., 2014).

La protection des juvéniles, pour qu'ils puissent se reproduire au moins une fois avant d'être capturés, fait partie des principes fondateurs de la gestion des pêches (Armstrong et al., 1990; Cochrane, 2002). Cependant, l'efficacité des mesures mises en place pour protéger les juvéniles d'une part, et les conséquences de la protection des juvéniles au détriment des grands individus, en particulier des reproducteurs d'autre part, restent à étudier.

Quels leviers pour la gestion écosystémique des pêches ?

Le développement de l'approche écosystémique des pêches implique de redéfinir les objectifs de gestion en prenant en compte l'ensemble des composantes de l'écosystème, à la fois dans le système environnement et dans le système humain. Comme le démontre le débat sur la pêche sélective / pêche équilibrée, la transposition des objectifs de gestion mono-spécifiques à des échelles plus intégrées n'est pas toujours adaptée.

Le travail de (re)définition des concepts réalisé dans la première partie de cette étude nous a mené à la conclusion que la sélectivité ne devrait pas constituer un objectif de gestion en soi, mais plutôt un levier opérationnel pour atteindre d'autres objectifs à des échelles plus intégrées. Ce levier peut notamment être appliqué sur les deux autres concepts définis dans le chapitre 1 : le diagramme d'exploitation et l'utilisation de la capture.

Aussi, pour agir sur le diagramme d'exploitation, on peut agir : 1) sur l'effort de pêche, ou 2) sur la sélectivité des engins. L'effort de pêche détermine l'intensité des pressions exercées sur les communautés marines par la diversité de navires déployés sur une zone géographique donnée. La sélectivité des engins détermine quant à elle comment la pression est distribuée entre les différentes composantes de la communauté.

D'autre part, pour agir sur l'utilisation de la capture, on peut agir : 1) sur le marché et la réglementation, ou 2) sur la sélectivité des engins. La sélectivité de l'engin dans les conditions de l'exploitation détermine le volume et la composition de la capture en espèces et en tailles. Le marché et la réglementation déterminent quant à eux la part de la capture qui est conservée et débarquée.

Effets engin et espèce cible : gestion technique ? Ce travail de thèse a mis en évidence un fort effet engin à la fois sur la composition et sur l'utilisation de la capture.

Les différents engins de pêche se basant sur différents procédés de capture, il n'est pas surprenant qu'ils capturent différentes parts de la communauté marine, ou du moins dans des proportions qui diffèrent. Nos résultats sont ainsi cohérents avec ceux de nombreuses études qui ont comparé les captures issues de différents engins de pêche professionnels (Huse et al., 1999, 2000; Stergiou and Erzini, 2002; Stergiou et al., 2002) et scientifiques (Weaver et al., 1993; Bellchambers and De Lestang, 2005; Olin et al., 2009; Erős et al.,

2009) ou les deux (Reid et al., 2012).

Les caractéristiques techniques des engins peuvent présenter une très forte variabilité d'un navire à l'autre, voire d'une opération de pêche à l'autre. Cependant, malgré un regroupement 'grossier' par type d'engin, l'effet de l'engin est prédominant sur les caractéristiques des captures et leur utilisation. Cet effet prédominant de l'engin est en adéquation avec l'étude de Stergiou et al. (2002) qui montrent que les compositions des captures sont plus homogènes entre types d'engin malgré l'utilisation de différentes tailles de maillages et d'hameçons.

Notre étude met ainsi en évidence un effet engin prédominant sur la taille moyenne et le pourcentage de piscivores dans la capture. Des engins comme les palangres, les filets maillants et les chaluts pélagiques capturent des piscivores en proportions élevées (>50% de leur capture totale en poids et en nombre pour le cas d'étude Sud Gascogne) et des individus de grande taille moyenne (>30cm). Ces engins sont également ceux qui présentent les captures parmi les plus diversifiées en taille avec de larges gammes de tailles capturées et, pour les filets, également en espèces avec un nombre d'espèces capturées parmi les plus élevés.

Malgré des captures diversifiées en espèces ou en tailles, les palangriers, fileyeurs maillants et chalutiers pélagiques rejettent en moyenne une part de leur capture plus faible que les autres engins. A l'inverse, l'engin qui présente la fraction rejetée la plus élevée, le chalut de fond, est également celui qui a la capture la moins diversifiée en termes de tailles capturées. Le lien entre l'utilisation de la capture et la diversité de la capture en espèces et en tailles apparaît donc faible pour les engins considérés dans ce cas d'étude. Toutefois, ces valeurs de diversité sont à nuancer avec le nombre d'individus concernés. Cela est particulièrement vrai pour la richesse spécifique. En effet, la valeur de la richesse spécifique augmente à chaque espèce nouvelle détectée dans les captures, et ce même si un seul individu est capturé (Magurran and McGill, 2011). Aussi, les espèces capturées en faible abondance, même si le nombre d'espèces est élevé, vont avoir peu de poids dans la fraction rejetée totale. Cependant, la méthode d'estimation utilisée, basée sur les courbes de raréfaction, tend à limiter cela en favorisant les espèces les plus fréquentes dans les opérations de pêche (Gotelli and Colwell, 2001). Ce faible lien entre diversité spécifique (richesse) et en taille (gamme de taille) et utilisation de la capture (fraction rejetée) observé pour les engins déployés dans le cas d'étude Sud Gascogne peut s'expliquer par le fait que, même si l'utilisation de la capture est conditionnée par sa diversité, notamment en raison des contraintes de tri (Macher, 2008), les incitations économiques liées au marché et les contraintes légales sont les causes prédominantes de rejet.

Alors que le lien entre l'utilisation de la capture et sa diversité est faible, une corrélation plus forte semble exister, pour les engins du cas d'étude Sud Gascogne, entre l'utilisation de la capture et la taille moyenne et la proportion de piscivores de la capture. Les engins capturant les plus grands individus et les plus fortes proportions de piscivores, les filets maillants et les palangres, sont également ceux qui génèrent les plus faibles proportions de rejets. Les valeurs commerciales des espèces prédatrices et des individus de grande taille sont en général plus élevées que celles des petits individus. Les incitations économiques liées au marché constituant la cause de rejet prédominante pour la plupart des pêcheries à toutes les échelles considérées (chapitre 4 section 4.3, Macher, 2008; Morandeau et al.,

2014; Catchpole et al., 2014), la corrélation entre une capture dominée par les individus de grande taille et les piscivores et une forte utilisation de la capture paraît cohérente. Le lien entre ces caractéristiques et l'utilisation de la capture nécessite tout de même un examen plus approfondi, plus quantitatif et sur d'autres cas d'étude.

L'étude sur l'efficacité de capture de leur espèce-cible par les pêcheurs français en Manche (chapitre 4 section 4.4.3), démontre que même s'il existe une forte variabilité entre opérations de pêche, en moyenne les pêcheurs ont un taux élevé de réussite de capture de leur espèce-cible. Cette étude a permis de mettre en évidence un effet significatif de l'engin sur le succès de capture de l'espèce-cible, mais également un fort effet de l'espèce-cible. Aussi, des différences significatives existent dans la proportion de l'espèce-cible dans la capture pour un même engin utilisé pour cibler différentes espèces. Ces différences semblent s'expliquer en partie par l'habitat ou le comportement des espèces en question. Ainsi, les espèces-cibles pélagiques sont en général capturées en plus grandes proportions. Ces fortes proportions dans les captures s'expliquent par le comportement grégaire de ces espèces qui forment des bancs souvent homogènes en termes d'espèces, concentrations qui sont ciblées par les professionnels. Les agrégations de bar lors de la période de reproduction sont bien connues des pêcheurs qui tirent profit de ce comportement pour capturer de larges quantités des individus reproducteurs de l'espèce. Les espèces démersales sont généralement capturées en proportions moindres, tandis que les espèces benthiques comme la sole sont les plus 'difficiles à attraper'. La plie présente dans le même habitat que la sole constitue une capture accessoire fréquente des métiers ciblant cette dernière (Poos et al., 2010). La valeur commerciale plus élevée pour la sole explique qu'une forte proportion des captures de plie soit rejetée. Un rejet plus important de plie est accentué par une taille minimale de débarquement plus grande pour la plie (27 cm) que pour la sole (20 cm) en Manche (Leleu et al., 2014).

Mais y a-t-il toujours une cible ? Le concept d'espèce-cible peut être flou. Par exemple, 'divers poissons' était l'une des principales espèces-cibles déclarées par les chalutiers français en Manche (annexe D ; Fumeron, 2014). En effet, il n'est pas rare, surtout dans les pêcheries mixtes, que le ciblage ne concerne pas qu'une seule espèce, mais un mélange d'espèces (Ulrich et al., 2001). La saturation du marché entraînant une baisse du prix espéré peut constituer une incitation forte à rejeter une partie de la capture d'une espèce commerciale pour optimiser la stratégie économique (Morandeau et al., 2014; Leleu et al., 2014). Aussi, même si une espèce est principalement ciblée, la capture d'espèces accessoires est également espérée dans une certaine mesure, car faisant partie intégrante de la stratégie économique des pêcheurs (Eliassen et al., 2014).

Ce travail contribue à prouver que la caractérisation des captures devrait être détaillée au minimum par type d'engin. Une caractérisation détaillée des captures constitue une avancée dans l'évaluation des pressions de la pêche sur les communautés, connaissance qui nous le pensons est nécessaire pour la mise en œuvre d'une gestion écosystémique des pêches. Une adaptation de la sélectivité des engins, à travers les outils de gestion technique, pourrait permettre de modifier les composantes qui sont capturées dans un objectif de gestion de la distribution des pressions sur les différentes composantes de la communauté. Le fort effet engin sur les caractéristiques des captures mis en évidence par cette étude, indépendamment des caractéristiques intrinsèques de chaque engin, soulève cependant des questionnements quant à l'efficacité des outils de gestion technique pour

gérer la distribution de la pression sur les communautés marines. La faible efficacité des dispositifs sélectifs implémentés dans la pêcherie chalutière langoustinière du golfe de Gascogne pour réduire les prises accessoires de merlu, espèce accompagnatrice de l'espèce-cible, la langoustine, mise en évidence par Nikolic et al. (2014) abonde dans ce sens. Cependant, les incitations pour adopter les différents dispositifs sélectifs disponibles étaient limitées et les professionnels ont, de ce fait, choisi l'option qui leur permettait de maintenir des débarquements de l'espèce-cible les plus élevés (Nikolic et al., 2014). Le maintien des captures de l'espèce-cible, en volume et en qualité, constitue souvent une condition nécessaire pour l'adoption par les professionnels de nouveaux engins ou dispositifs sélectifs (Catchpole et al., 2005; Suuronen and Sardà, 2007).

Les aspects liés à la stratégie des pêcheurs, en particulier en lien avec l'espèce-cible principale de l'activité de pêche, n'ont pas pu être étudiés aussi intensivement que les aspects techniques liés à l'engin de pêche en raison de la quantité ou de la précision des données disponibles. Cependant, plusieurs résultats concordants tendent à démontrer que la stratégie des pêcheurs, notamment en termes d'espèce-cible, n'est pas négligeable dans la caractérisation des captures, à la fois dans leur composition et dans leur utilisation. La prise en compte des espèces-cibles, même regroupées par type d'habitat (benthique, démersal, pélagique), en plus de l'engin permettrait une caractérisation plus précise des pressions sur les communautés. Aussi, les outils de gestion pourraient être adoptés à ces stratégies. Les licences de pêche ont été développés dans cet objectif, seulement elles sont assez peu restrictives et ne sont pas associées à des limites de niveau d'exploitation (Cochrane, 2002). Cependant, un préalable qui apparaît indispensable à la mise en place d'une gestion des stratégies de pêche, et notamment des espèces-cibles, est de mener une réflexion sur les composantes de la communauté qui doivent être ciblées et des répercussions que ce ciblage pourrait avoir sur toutes les composantes de l'écosystème (communautés marines et pêcheurs).

Effets spatiaux et temporels : gestion des intrants ? Les variations spatiales à toutes les échelles considérées (site local, rectangle CIEM, division CIEM, façade maritime) et les variations temporelles (année, saison - bien que moins souvent pris en compte dans ce travail) ont toujours un effet significatif sur la composition et l'utilisation de la capture, même si elles sont systématiquement moindres que les variations techniques (engin, espèce-cible ou métier). Des aires marines protégées et des fermetures de zones ont été suggérées pour limiter les rejets (Dunn et al., 2011) ou les captures (Kraak et al., 2012). La forte variabilité observée dans cette étude sur toutes les composantes des captures : communautés marines, flottilles, marchés, rejets, etc., et à tous les niveaux : année, saison, division, rectangle, d'un engin à l'autre, d'un métier à l'autre et d'une opération de pêche à l'autre, suggère que seuls des outils hautement flexibles et mis en œuvre à très petites échelles, du type "move-on rules" ou "incitations en temps réel" (Kraak et al., 2012), peuvent être efficaces. L'analyse spatiale des captures totales a permis de prendre en compte les interactions techniques entre engins de pêche (Ulrich et al., 2001) et de mettre en évidence des zones où les activités de pêche sont concentrées par une diversité d'engins (exemple Sud Angleterre, section 3.4.3.4), d'autres où les captures sont 'exceptionnellement' abondantes (exemple détroit du Pas-de-Calais, section 3.4.3.4). Des mesures de gestion des intrants contrôlant les combinaisons d'engins déployés sur

une zone donnée, modifiant ainsi le diagramme d'exploitation, pourraient être envisagées pour limiter les pressions dans l'espace et dans le temps. Un système de contrôle adéquat devrait également être développé.

Effets marchés et réglementations : gestion de la production ? L'étude des causes de rejet nous a permis de mettre en évidence que les raisons liées au marché sont prépondérantes dans la décision de conserver ou non les différentes composantes de la capture. Et ce, pour l'ensemble des engins, ou métiers, et zones considérées. Les raisons liées à la réglementation peuvent également expliquer une part élevée des rejets mais de façon plus variable selon les engins, les zones et les années considérées. Catchpole et al. (2014) ont mis en évidence un effet spatial plus marqué que l'effet du type de pêcherie sur les causes de rejet. La présence de marchés locaux ou de moyens de valorisation adaptés peut expliquer les différences de comportement de rejet entre différentes zones, même à petite échelle (Morandeau et al., 2014). De fortes fluctuations existant dans les marchés, l'étude de ces questions à petite échelle apparaît plus adaptée. Certaines espèces à faible valeur commerciale, telles que le chinchard, font toutefois l'objet de rejet de façon quasi-systématique. L'augmentation des moyens de valorisation de cette espèce et des actions de sensibilisation à destination du grand public pourraient permettre de trouver un débouché économique à ces captures (Leleu et al., 2014). La mise en œuvre de l'obligation à débarquer va de toute façon bientôt contraindre les pêcheurs à débarquer cette espèce (Union Européenne, 2013). Cette nouvelle réglementation devrait également être accompagnée de la suppression ou de la révision des réglementations qui jusque-là ont contraint les pêcheurs à rejeter (Leleu et al., 2014).

Limites et potentiels des données d'observation à la mer pour la gestion écosystémique des pêches

Depuis l'étude par Rochet et al. (2002) qui mettait en avant le besoin d'un échantillonnage régulier des rejets, les choses ont bien changé. La reconnaissance du processus de rejet et de son ampleur est désormais internationalement reconnue (Alverson et al., 1994; Kelleher, 2005), et des programmes d'observation se sont développés dans de nombreux pays, e.g. Afrique du Sud (Attwood et al., 2011), Costa Rica (Wehrtmann and Nielsen-Muñoz, 2009), etc. Aussi, les rejets sont de plus en plus souvent intégrés dans les évaluations de stocks et dans les mesures de gestion des pêches (STECF, 2013b). La prise de conscience que les seules données de débarquement ne procurent qu'une image partielle, biaisée des pressions de la pêche sur les communautés s'amplifie également peu à peu (Viana et al., 2013). Ce travail de thèse contribue à mettre en évidence qu'une connaissance des pressions sur les communautés nécessite de considérer la capture totale, incluant les rejets, et que les données d'observation à la mer constituent une source de données idéale pour l'approche écosystémique des pêches aussi bien du point de vue écologique que de l'exploitation.

Quelques limites Ce travail met toutefois en évidence plusieurs limites dans l'utilisation de ces données.

Ces limites concernent notamment la quantité de données nécessaire. Un grand nombre d'échantillons a été nécessaire pour mener à bien notre étude, et, malgré l'important effort d'échantillonnage mis en œuvre depuis dix ans, a été limitant dans de nombreux cas. Un grand nombre d'échantillons est d'autant plus important que les captures résultent d'une diversité de facteurs liés d'une part à l'environnement de l'opération de pêche à large échelle (exemple : dynamique des ressources) et à petite échelle (exemple : conditions météorologiques); et d'autre part à l'exploitation à moyenne échelle (exemple : caractéristiques de l'engin) et à petite échelle (exemple : stratégies de mise en œuvre de l'engin). L'ensemble de ces facteurs explique la grande variabilité observée entre les différentes opérations de pêche à tous les niveaux.

Cette variabilité, ajoutée aux potentiels biais d'observation et de déploiement (Benoît and Allard, 2009), impose de disposer d'un nombre d'observations 'suffisant' dans chaque strate pour que celles-ci soient le plus représentatives de l'activité de pêche de l'ensemble de la flotte. Aussi, pour le cas d'étude Manche, un seuil minimum de marées échantillonnées a été appliqué afin de maximiser les chances que celles-ci soient représentatives d'une activité 'normale'. Des captures 'exceptionnelles' peuvent en effet survenir et être amplifiées par le processus d'élévation.

Ces limites dans les quantités de données peuvent être accentuées par les problèmes de qualité de données. L'importance pour ce travail du critère d'exhaustivité et de la qualité de l'identification des espèces détaillés dans le chapitre 2 est une parfaite illustration des limites liées à la qualité des données. Notre travail exigeant sur ces aspects nous a obligé à faire une sélection 'stricte' sur le critère d'exhaustivité et à dégrader la qualité de l'identification de certains taxa pour qu'elle soit homogène sur l'ensemble du jeu de données. Ces contraintes nous ont contraint à mettre de côté un nombre élevé d'opérations de pêche, nombre qui a par la suite pu être limitant.

Les problèmes de qualité de données s'expliquent en partie par les conditions de travail difficiles et un manque de reconnaissance du travail d'observateur en France : pas de formations diplômantes, taux de renouvellement élevé des observateurs, etc. Le travail d'échantillonnage est lourd et exigeant, d'autant plus que la plupart des observateurs embarquent seuls. Aussi, l'échantillonnage peut être compliqué, entre autres, par des conditions météorologiques difficiles, des captures volumineuses et très diversifiées. Dans la pratique, le protocole d'échantillonnage n'est donc pas systématiquement respecté, même si de nombreux progrès ont été fait à ce sujet au cours des années, notamment grâce aux retours d'expérience permettant d'insister davantage sur ces aspects durant les formations des observateurs, un meilleur partenariat avec les sociétés sous-traitantes, etc. Des problèmes de qualité peuvent également survenir à la saisie des données, même si la procédure a beaucoup évolué pour mettre en place de nombreux contrôles à tous les niveaux qui limitent désormais ce type de problème.

Ces problèmes existent également dans le programme d'observation anglais, mais semblent moindres à la fois du fait que le taux de renouvellement des observateurs soit moins élevé et que leur formation initiale soit plus longue (cf. section 2.4.8). La 'proximité'

entre les observateurs qui collectent les données et les scientifiques qui les utilisent, existe du fait que les observateurs fassent partie du personnel de l'organisme de recherche en charge de l'observation, facilite la vérification ou correction des données aberrantes, contribuant ainsi à une meilleure qualité des données.

Pourquoi elles constituent tout de même une source de données indispensable à l'approche écosystémique des pêches Les programmes d'observation à la mer devraient constituer l'une des sources de données principales pour la mise en œuvre et le suivi de la gestion écosystémique des pêches. Ils constituent à la fois la source de données sur les pressions de la pêche sur les communautés, sur la sélectivité de la pêche et sur l'utilisation de la capture de toutes les composantes des communautés marines. En outre, ils permettent la prise en compte de la stratégie des professionnels pour comprendre leurs interactions avec les communautés marines. Les données d'observation à la mer sont pourtant peu utilisées à l'heure actuelle pour réaliser ce genre d'études, alors que le potentiel est considérable.

Les données d'observation à la mer telles qu'elles sont collectées actuellement sont, par contre, peu adaptées pour analyser l'influence des marchés, règlements (sauf taille minimale de débarquement) et contraintes techniques sur le tri de la capture. La disponibilité du quota par exemple ne fait pas partie des données collectées en routine au cours des observations en mer alors que dans certains cas, ce facteur explique une part conséquente des rejets. De même, certaines espèces commerciales peuvent être ponctuellement rejetées dans de fortes proportions en raison d'un marché saturé ; cela ne peut être mis en évidence avec les données existantes.

Les incitations économiques sont particulièrement importantes dans les stratégies des professionnels (Leleu et al., 2014). Aussi, une connaissance des revenus de l'exploitation et des coûts associés permettrait de compléter cette vision productive avec des considérations économiques. Il a été démontré par Daurès et al. (2013) que les coûts de pêche sont expliqués en grande part par l'engin de pêche et la taille du navire, et que les coûts d'exploitation peuvent être prédits à partir d'un faible nombre de variables : jours de mer, revenu total, âge du navire, taille et puissance du navire, quartier maritime et zone de pêche. Ainsi, la collecte systématique à l'occasion des embarquements de données socio-économiques, telles que la valeur totale de la vente, le prix par espèce, la taille et le système de rémunération de l'équipage, le lieu de vente, comme réalisé par Morandeau et al. (2014), permettrait de compléter la caractérisation des captures par une perspective économique. Cela permettrait de disposer, au sein d'une même source de données, d'une vision complète de l'interaction entre les systèmes pêche et communautés ; vision qui serait particulièrement utile pour mettre en œuvre la gestion écosystémique des pêches.

Un autre aspect majeur des programmes d'observation à la mer est qu'il crée un lien entre les professionnels de la pêche, les scientifiques des instituts de recherche, directement ou via des sociétés sous-traitantes, et l'administration. Ce lien permet une communication entre ces différents types d'acteurs. La gestion écosystémique implique la concertation entre les différents acteurs de la pêche (Garcia et al., 2003). Ce type de communication est nécessaire aussi bien pour les scientifiques qui peuvent ainsi bénéficier des connaissances empiriques des professionnels (Prigent et al., 2008), que pour les professionnels

qui peuvent bénéficier d'explications quant aux projets de recherche en cours.

Cependant, l'intégralité du programme d'observation à la mer est susceptible de changer, voir d'être compromis, avec la nouvelle Politique Commune des Pêches. L'acceptation du programme d'observation à la mer par les professionnels une fois que l'obligation à débarquer sera entrée en vigueur (Union Européenne, 2013) demeure incertaine. L'intérêt du programme pour l'expertise et la recherche, si les biais de déploiement et d'observation (Benoît and Allard, 2009) qui en résultent sont accrus, est discutable. Quelle vision nous restera-t-il des pressions de la pêche sur les communautés marines si le programme prend fin ? Le débarquement de toutes les espèces sous limitations de capture prévu par le règlement (Union Européenne, 2013) n'équivaudra pas à la vision des captures totales qui nous est fournie à l'heure actuelle par les observations à bord des navires de pêche professionnelle. A l'heure où l'approche écosystémique des pêches est dans tous les engagements internationaux, cette réglementation, en menaçant la poursuite des programmes d'observation à la mer tels qu'ils sont actuellement mis en œuvre, pourrait bien constituer un frein au développement de la connaissance des écosystèmes.

Bibliographie

- Accadia, P. and Spagnolo, M. (2006). Socio-economic indicators for the Adriatic Sea demersal fisheries. In *Proceedings*, page 9 pp., Portsmouth.
- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A., and Pope, J. G. (1994). A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper 339, FAO, Rome.
- Armstrong, D. W., Ferro, R. S. T., MacLennan, D. N., and Reeves, S. A. (1990). Gear selectivity and the conservation of fish. *Journal of Fish Biology*, 37 :261–262.
- Arnason, R. (1994). On catch discarding in fisheries. *Marine Resource Economics*, 9 :189–207.
- Attwood, C. G., Petersen, S. L., and Kerwath, S. E. (2011). Bycatch in South Africa's inshore trawl fishery as determined from observer records. *ICES Journal of Marine Science*, 68(10) :2163–2174.
- Bellchambers, L. M. and De Lestang, S. (2005). Selectivity of different gear types for sampling the blue swimmer crab, *Portunus pelagicus* L. *Fisheries research*, 73(1) :21–27.
- Benoît, H. P. and Allard, J. (2009). Can the data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(12) :2025–2039.
- Borges, L., Zuur, A. F., Rogan, E., and Officer, R. (2005). Choosing the best sampling unit and auxiliary variable for discards estimations. *Fisheries Research*, 75 :29–39.
- Bundy, A., Fanning, P., and Zwanenburg, K. (2005). Balancing exploitation and conservation of the eastern Scotian Shelf ecosystem : application of a 4D ecosystem exploitation index. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3) :503–510.
- Carpentier, A., Martin, C., and Vaz, S. (2009). Channel Habitat Atlas for Marine Resource Management, final report / Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale , rapport final (CHARM phase II). Technical Report 7377, Ifremer, Boulogne-sur-Mer, France.
- Catchpole, T. L., Feekings, J. P., Madsen, N., Palialexis, A., Vassilopoulou, V., Valeiras, J., Garcia, T., Nikolic, N., and Rochet, M.-J. (2014). Using inferred drivers of discarding behaviour to evaluate discard mitigation measures. *ICES Journal of Marine Science*, 71(5) :1277–1285.

- Catchpole, T. L., Frid, C. L. J., and Gray, T. S. (2005). Discards in North Sea fisheries : causes, consequences and solutions. *Marine Policy*, 29(5) :421–430.
- Ceriola, L., Accadia, P., Mannini, P., Massa, F., Milone, N., and Ungaro, N. (2008). A bio-economic indicators suite for the appraisal of the demersal trawl fishery in the Southern Adriatic Sea (Central Mediterranean). *Fisheries Research*, 92(2-3) :255–267.
- Cochrane, K. L. (2002). A fishery manager's guidebook. management measures and their application. FAO Fisheries Technical Paper 424, FAO, Rome.
- Collie, J., Rochet, M.-J., and Bell, R. (2013). Rebuilding fish communities : the ghost of fisheries past and the virtue of patience. *Ecological Applications*, 23(2) :374–391.
- Conover, D. O. (2000). Darwinian fishery science. *Marine Ecology Progress Series*, 208 :303–307.
- Cornou, A.-S., Diméet, J., Tétard, A., Gaudou, O., Dubé, B., Fauconnet, L., and Rochet, M.-J. (2013). Observations à bord des navires de pêche professionnelle - Bilan de l'échantillonnage 2012. Technical report, Ifremer.
- Cotter, J. (2009). Statistical estimation of mean values of fish stock indicators from trawl surveys. *Aquatic Living Resources*, 22(2) :127–133.
- Cotter, J., Petitgas, P., Abella, A., Apostolaki, P., Mesnil, B., Politou, C.-Y., Rivoirard, J., Rochet, M.-J., Spedicato, M. T., Trenkel, V. M., and Woillez, M. (2009). Towards an ecosystem approach to fisheries management (EAFM) when trawl surveys provide the main source of information. *Aquatic Living Resources*, 22(2) :243–254.
- Council of the European Union (2013). Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on the Common Fisheries Policy.
- 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.
- Dubé, B., Diméet, J., Rochet, M.-J., Tétard, A., Gaudou, O., Messannot, C., Fauconnet, L., Morizur, Y., Biseau, A., and Salaun, M. (2012). Observations à bord des navires de pêche professionnelle - Bilan de l'échantillonnage 2011. RBE/STH/LTBH 2012-008, Ifremer.
- Dulvy, N., Metcalfe, J., Glanville, J., Pawson, M., and Reynolds, J. (2000). Fishery stability, local extinctions and shifts in community structure in skates. *Conservation Biology*, 14 :283–293.
- 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(1) :110–119.
- 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(5) :1298–1307.

- Erős, T., Specziár, A., and Bíró, P. (2009). Assessing fish assemblages in reed habitats of a large shallow lake—A comparison between gillnetting and electric fishing. *Fisheries Research*, 96(1) :70–76.
- European Union (2008). 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.
- FAO (1999). *Indicators for sustainable development of marine capture fisheries*, volume 8 of *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. Food and Agriculture Org., Rome.
- Fraser, H. M., Greenstreet, S. P., and Piet, G. J. (2007). Taking account of catchability in groundfish survey trawls : implications for estimating demersal fish biomass. *ICES Journal of Marine Science*, 64(9) :1800–1819.
- Frisk, M. G., Miller, T. J., and Fogarty, M. J. (2001). Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes : a comparative life history study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(5) :969–981.
- Fumeron, R. (2014). La réussite de capture de l'espèce cible des métiers de la Manche. Mémoire de stage de Master 1.
- Garcia, S. M., Kolding, J., Rice, J., Rochet, M.-J., Zhou, S., Arimoto, T., Beyer, J. E., Borges, L., Bundy, A., Dunn, D., Fulton, E. A., Hall, M., Heino, M., Law, R., Makino, M., Rijnsdorp, A. D., Simard, F., and Smith, A. D. M. (2012). Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science*, 335(6072) :1045–1047.
- Garcia, S. M., Kolding, J., Rice, J., Rochet, M.-J., Zhou, S., Arimoto, T., Beyer, J. E., Borges, L., Bundy, A., Dunn, D., Graham, N., Hall, M., Heino, M., Law, R., Makino, M., Rijnsdorp, A. D., Simard, F., Smith, A. D. M., and Symons, D. (2011). Selective fishing and balanced harvest in relation to fisheries and ecosystem sustainability. Report of a scientific workshop organized by the IUCN-CEM Fisheries Expert Group (FEG) and the European Bureau for Conservation and Development (EBCD) in Nagoya (Japan), 14–16 October 2010, IUCN and EBCD, Gland, Switzerland and Brussels, Belgium.
- Garcia, S. M. and Staples, D. J. (2000). Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries : a review of concepts and elements for a set of guidelines. *Marine and Freshwater Research*, 51(5) :385–426.
- Garcia, S. M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., and Lasserre, G. (2003). *The ecosystem approach to fisheries : issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*. Number 443 in FAO Fisheries Technical Paper. Food and Agriculture Org., Rome.
- Gotelli, N. J. and Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity : procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4) :379–391.

- Hall, M. A., Alverson, D. L., and Metuzals, K. I. (2000). By-catch : Problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41(1-6) :204–219.
- Halliday, R. G. and Pinhorn, A. T. (2002). A review of the scientific and technical bases for policies on the capture of small fish in North Atlantic groundfish fisheries. *Fisheries Research*, 57(3) :211–222.
- He, P. (1993). Swimming speeds of marine fish in relation to fishing gears. *ICES Marine Science Symposia*, 196 :183–189.
- Huse, I., C Gundersen, A., and H Nedreaas, K. (1999). Relative selectivity of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*, Walbaum) by trawls, longlines and gillnets. *Fisheries research*, 44(1) :75–93.
- Huse, I., Løkkeborg, S., and Soldal, A. V. (2000). Relative selectivity in trawl, longline and gillnet fisheries for cod and haddock. *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil*, 57(4) :1271–1282.
- ICES (1991). Report of the study group on the coordination of bottom trawl surveys in sub-areas VI, VII and VIII and division IXa. Conference and Meeting (CM) Documents 1991 / G : 13, ICES.
- ICES (2014). Report of the working group on the ecosystem effects of fishing activities (WGECO). ICES CM 2014/ACOM :26, ICES, Copenhagen, Denmark.
- Jansen, T., Degel, H., Vigneau, J., and Jardim, E. (2009). Definition of standard data-exchange format for sampling, landings, and effort data from commercial fisheries. ICES Cooperative Research Report 296, International Council for the Exploration of the Sea.
- 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.
- Jennings, S. (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6(3) :212–232.
- Jennings, S., Greenstreet, S., and Reynolds, J. (1999). Structural change in an exploited fish community : a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68 :617–627.
- Kelleher, K. (2005). Discards in the world's marine fisheries : an update. FAO Fisheries Technical Paper 470, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Kraak, S. B. M., Reid, D. G., Gerritsen, H. D., Kelly, C. J., Fitzpatrick, M., Codling, E. A., and Rogan, E. (2012). 21st century fisheries management : a spatio-temporally explicit tariff-based approach combining multiple drivers and incentivising responsible fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 69(4) :590–601.

- Laurec, A. and Le Guen, J.-C. (1981). Dynamique des populations marines exploitées - Tome 1 Concepts et modèles. Rapports Scientifiques and Techniques 45, CNEXO/Centre Océanologique de Bretagne.
- Law, R. (2007). Fisheries-induced evolution : present status and future directions. *Marine Ecology Progress Series*, 335 :271–277.
- Leleu, K., Rochet, M.-J., Frangouides, K., and Ciolek, D. (2014). Document de restitution finale CarRejet «Caractérisation des rejets en mer». Technical report, CNPMEM.
- Macher, C. (2008). *Productions jointes et mesures de gestion des pêcheries mixtes : application à la pêche chalutière langoustinière du golfe de Gascogne*. PhD thesis, Université de Bretagne occidentale-Brest.
- 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.
- Magurran, A. E. and McGill, B. J. (2011). *Biological Diversity - Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, New York.
- Marchal, P. (2008). A comparative analysis of métiers and catch profiles for some french demersal and pelagic fleets. *ICES Journal of Marine Science*, 65(4) :674–686.
- Millar, R. B. and Fryer, R. J. (1999). Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(1) :89–116.
- 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.
- Nautilus Consultants Ltd (2001). Economic aspects of discarding. UK case study : Discarding by North Sea whitefish trawlers. Technical Report FINAL REPORT.
- Nikolic, N., Diméet, J., Fifas, S., Salaun, M., Ravard, D., Fauconnet, L., and Rochet, M.-J. (2014). Efficacy of selective devices in reducing discards in the *Nephrops* trawl fishery in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*, In review.
- Olin, M., Malinen, T., and Ruuhijärvi, J. (2009). Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community—comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. *Fisheries Research*, 96(1) :88–94.
- Pascoe, S. (1997). Bycatch management and the economics of discarding. FAO Fisheries Technical Paper 370.
- Payne, L. X., Schindler, D. E., Parrish, J. K., and Temple, S. A. (2005). Quantifying spatial pattern with evenness indices. *Ecological Applications*, 15(2) :507–520.
- Piet, G. J., Quirijns, J. F., Robinson, L., and Greenstreet, S. P. R. (2006). Potential pressure indicators for fishing, and their data requirements. *ICES Journal of Marine Science*, 64 :110 – 121.

- Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D. O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., et al. (2004). Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305(5682) :346–347.
- Planque, B., Fromentin, J. M., Cury, P., Drinkwater, K. F., Jennings, S., Perry, R. I., and Kifani, S. (2010). How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate? *Journal of Marine Systems*, 79(3) :403–417.
- 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*, 67(2) :323–333.
- Pope, J., MacDonald, D., Daan, N., Reynolds, J., and Jennings, S. (2000). Gauging the impact of fishing mortality on non-target species. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3) :689–696.
- Prigent, M., Fontenelle, G., Rochet, M.-J., and Trenkel, V. M. (2008). Using cognitive maps to investigate fishers' ecosystem objectives and knowledge. *Ocean and Coastal Management*, 51(6) :450–462.
- Quero, J.-C. and Cendrero, O. (1996). Incidence de la pêche sur la biodiversité ichthyologique marine : le bassin d'Arcachon et le plateau continental sud Gascogne. *Cybium*, 20(4) :323–356.
- Quéro, J.-C. and Vayne, J.-J. (2005). *Les Poissons de mer des pêches françaises*. Delachaux Et Niestlé.
- Reid, D., Kynoch, R., Penny, I., Summerbell, K., Edridge, A., and O'Neill, F. (2012). A comparison of the GOV survey trawl with a commercial whitefish trawl. *Fisheries Research*, 121-122 :136–143.
- RIVM/UNEP (1995). Scanning the global environment. a framework and methodology for integrated environmental reporting and assessment. UNEP Environment Assessment Technical Report 95-01, UNEP, Nairobi, Kenya.
- Rochet, M.-J. and Benoit, E. (2011). Fishing destabilizes the biomass flow in the marine size spectrum. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 279(1727) :284–292.
- Rochet, M.-J., Collie, J. S., Jennings, S., and Hall, S. J. (2011). Does selective fishing conserve community biodiversity? Predictions from a length-based multispecies model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(3) :469–486.
- Rochet, M.-J., Collie, J. S., and Trenkel, V. M. (2013). How do fishing and environmental effects propagate among and within functional groups? *Bulletin of Marine Science*, 89(1) :285–315.
- 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*, 59(3) :538–552.

- Rochet, M.-J. and Trenkel, V. M. (2003). Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(1) :86–99.
- 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(1) :224–235.
- Rochet, M.-J. and Trenkel, V. M. (2009). Why and how could indicators be used in an ecosystem approach to fisheries management? In *The Future of Fisheries Science in North America*, page 209–226. Springer.
- Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L. F., Dauvin, J.-C., Gevaert, F., Goberville, E., Kopp, D., Lefebvre, S., Luczak, C., Spilmont, N., Travers-Trolet, M., Villanueva, M. C., and Kirby, R. R. (2013). Evaluating marine ecosystem health : Case studies of indicators using direct observations and modelling methods. *Ecological Indicators*, 24 :353–365.
- Sainsbury, K. J., Punt, A. E., and Smith, A. D. M. (2000). Design of operational management strategies for achieving fishery ecosystem objectives. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3) :731–741.
- Silva, J. F., Ellis, J. R., and Ayers, R. A. (2013). Length-weight relationships of marine fish collected from around the British Isles. Science Series Technical Report 150, CEFAS, Lowestoft.
- STECF (2013a). The 2013 annual economic report on the EU fishing fleet (STECF 13-15). JRC scientific and policy reports, Luxembourg.
- STECF (2013b). Evaluation of Fishing Effort Regimes in European Waters - Part 1 (STECF-13-13). JRC Scientific and policy reports 83567, STECF, Copenhagen, Denmark.
- Stergiou, K. and Erzini, K. (2002). Comparative fixed gear studies in the Cyclades (Aegean Sea) : size selectivity of small-hook longlines and monofilament gill nets. *Fisheries Research*, 58(1) :25–40.
- Stergiou, K. I., Moutopoulos, D. K., and Erzini, K. (2002). Gill net and longlines fisheries in Cyclades waters (Aegean Sea) : species composition and gear competition. *Fisheries Research*, 57(1) :25–37.
- 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*, 64(4) :751–756.
- Trenkel, V., Francis, R. I. C. C., Lorance, P., and Mahévas, S. (2004a). Availability of deep-water fish to trawling and visual observation from a remotely operated vehicle (ROV). *Marine Ecology Progress Series*, 284 :293–303.

- Trenkel, V. M., Pinnegar, J. K., Rochet, M.-J., and Rackham, B. D. (2004b). Different surveys provide similar pictures of trends in a marine fish community but not of individual fish populations. *ICES Journal of Marine Science*, 61(3) :351–362.
- Uhlmann, S. S., van Helmond, A. T. M., Kemp Stefansdottir, E., Sigurthardottir, S., Haralabous, J., Bellido, J. M., Carbonell, A., Catchpole, T., Damalas, D., Fauconnet, L., Feekings, J., Garcia, T., Madsen, N., Mallold, S., Margeirsson, S., Palialexis, A., Readdy, L., Valeiras, J., Vassilopoulou, V., and Rochet, M.-J. (2013). Discarded fish in European waters : general patterns and contrasts. *ICES Journal of Marine Science*, page 11 pp.
- Ulrich, C., Gascuel, D., Dunn, M. R., Le Gallic, B., and Dintheer, C. (2001). Estimation of technical interactions due to the competition for resource in a mixed-species fishery, and the typology of fleets and métiers in the English Channel. *Aquatic Living Resources*, 14 :267–281.
- Union Européenne (1998). RÈGLEMENT (CE) no 850/98 DU CONSEIL du 30 mars 1998 visant à la conservation des ressources de pêche par le biais de mesures techniques de protection des juvéniles d'organismes marins.
- Union Européenne (2001). RÈGLEMENT (CE) No 2056/2001 DE LA COMMISSION du 19 octobre 2001 instituant des mesures techniques supplémentaires visant à reconstituer les stocks de cabillaud en mer du Nord et à l'ouest de l'Écosse.
- Union Européenne (2007). RÈGLEMENT (CE) no 1559/2007 DU CONSEIL du 17 décembre 2007 établissant un plan pluriannuel de reconstitution des stocks de thon rouge dans l'Atlantique Est and la Méditerranée et modifiant le règlement (CE) no 520/2007.
- Union Européenne (2013). Règlement (UE) No 1380/2013 du parlement européen et du conseil du 11 décembre 2013 relatif à la politique commune de la pêche, modifiant les règlements (CE) no 1954/2003 et (CE) no 1224/2009 du Conseil et abrogeant les règlements (CE) no 2371/2002 et (CE) no 639/2004 du Conseil et la décision 2004/585/CE du Conseil.
- Viana, M., McNally, L., Graham, N., Reid, D. G., and Jackson, A. L. (2013). Ignoring discards biases the assessment of fisheries' ecological fingerprint. *Biology Letters*, 9(6) :20130812–20130812.
- Walsh, S. J. (1996). Efficiency of bottom sampling trawls in deriving survey abundance indices. *NAFO Sci. Coun. Studies*, 28 :9–24.
- Wardle, C. S. (1975). Limit of fish swimming speed. *Nature*, 255 :725–727.
- Wardle, C. S. (1977). Effects of size on the swimming speeds of fish. In *Scale effects in animal locomotion*, pages 295–313. Academic Press, New York, pedley t. edition.
- Weaver, M. J., Magnuson, J. J., and Clayton, M. K. (1993). Analyses for differentiating littoral fish assemblages with catch data from multiple sampling gears. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122(6) :1111–1119.

- Wehrtmann, I. S. and Nielsen-Muñoz, V. (2009). The deep water fishery along the Pacific coast of Costa Rica, Central America. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37(3) :543–554.
- Zhou, S. (2008). Fishery by-catch and discards : a positive perspective from ecosystem-based fishery management. *Fish and Fisheries*, 9(3) :308–315.

Annexe A

Glossaire de l'étude des rejets à l'échelle nationale

Façade maritime :

ATL = Atlantique

MED = Méditerranée

MMdN = Manche Mer du Nord

Zone de pêche :

BWN = Bretagne Ouest et Nord (Div.VIIeh) ;

CELT = mer Celtique (Div.VIIefgh) ;

GASC = golfe de Gascogne (Div.VIII) ;

GL = golfe du Lion (Zone 37.1.2) ;

M(E/W) = Manche (Est Div.VIIId /Ouest Div.VIIe) ;

(S/N)MdN = (Sud Div.IVc/Nord Div.IVab) Mer du Nord ;

WECO = Ouest Ecosse (Div.VIab, Vb)

WIRL = Ouest Irlande (Div. VIIbcjk)

Engin :

DRB = drague ;

GTN = filet maillant ou trémail ;

LL = palangre ;

OTB = chalut de fond simple, jumeau ou en bœuf ;

OTM = chalut pélagique simple, en bœuf ou à Grande Ouverture Verticale ;

PTM = chalut pélagique en bœuf ;

TBB = chalut à perche

Espèce-cible :

CRU = crustacés ;

DEF = poissons démersaux ;

DWS = espèces profondes ;

LPF = grands pélagiques ;

MOL = mollusques ;

SPF = petits pélagiques

Annexe B

Résumé de l'étude sur les causes de rejet de cabillaud en Manche - mer du Nord

Why are cods from the Eastern Channel and North Sea discarded ?

L. Fauconnet¹, B. Dubé², Y. Vermard³, A. Biseau²

¹ IFREMER, Unité Ecologie et Modèles pour l'Halieutique, Rue de l'Île d'Yeu. 44311 Nantes, France

² IFREMER, Unité Sciences et Technologies Halieutiques, Laboratoire Biologie Halieutique, 8, rue François Toullec, 56100 Lorient, France

³ IFREMER, Unité Halieutique Manche Mer du Nord, laboratoire Ressources Halieutiques, 150 Quai Gambetta, 62200 Boulogne-sur-Mer, France

Introduction

In the context of the discard ban project, there is a need to understand the importance of discarding practices and reasons for discarding. Discarding practices are often considered as an important waste of resources, particularly for commercial species. Many regulatory measures are in place to manage fisheries and for the recovery of commercial fish stocks. Many regulations and management tools such as minimum landing size (MLS) and quotas are used for cod (*Gadus morhua*) management in the North Sea and the English Channel. The objectives of this study are to understand the extent of cod discarding in the Eastern Channel and the North Sea, and to understand the main reasons for discarding, especially those due to management measures.

Materials and methods

Two fisheries operating in the Eastern Channel and the North Sea were studied: vessels between 16 and 25 meters from Boulogne-sur-Mer fishing with bottom trawl '80' mm codend mesh size, and trawlers targeting saithe, fishing with bottom trawl 110-120 mm. For both fisheries, data from the French onboard observer programme were used to analyse cod catches by number, weight and length from 2009 to 2011 in the Eastern Channel (ICES division VIIId) and in the North Sea (ICES divisions IVabc). Data from onboard observations were raised to the trip level. The percentages of discards were calculated on sampled fishing operations only. Confidence intervals of discard rates were calculated using a bootstrap, 10000 replicates were run.

Observer data were also used to analyse the reasons for discarding. Several management tools and regulations exist that can lead to discarding. Among them, three were studied here : i) minimum landing size (MLS), ii) quota and, iii) technical measures regulations CE no. 850/1998 and CE no. 2056/2001 for additional measures specifically for cods. The MLS for cod is 35 cm in regions 1 to 5 except Skagerrak/Kattegat, therefore cods caught below this size are discarded. They are called "under-size" discards. "Under-size" discards were determined in numbers and in weight using the length-weight relationship. Among the catch of marketable fishes, we determined those caught during trips when national quota or quotas allocated by the different producer organizations to their members were reached (taking as reference the start of the trip). Technical measures regulations CE no. 850/1998 and CE no. 2056/2001 fix a threshold of proportions by species in the landings for the different mesh sizes used on the different fishing grounds. In the North Sea, cods were authorized to make up to 20% of the landings for all mesh sizes used, except for vessels using 110-119 mm codend mesh size, for which the threshold was 3%. In the Eastern Channel, 30% maximum of cods in the landings could be kept, whatever mesh size was used. Even if this regulation should be applied on a 24 hour basis, we applied it in this study on a trip basis. Therefore, if the total catch of cod, i.e. landings+discards, for the trip were superior to the authorized threshold for the area and gear characteristics, discards were associated to the technical measures restrictions.

Results & discussion

High uncertainties were found on discard rates for cod, but differences both in space and time were highlighted by this analysis. Generally, we observed that cod contribution in the total catch and discard rates were very small. Both cod catch and discard rates decreased from 2009 to 2011. For the vessels from Boulogne-sur-Mer, the percentage of cod in the total catch varied between 2 and 11%. This percentage was smaller in the Eastern Channel than in the North Sea (Table 1 and 2). Catch rates of cods for trawlers targeting saithe were inferior to 1.5% for all years. Cod discards represented 15% of cod catch in 2009 and only 2% in 2010 and 1.6% in 2011 (not presented in this document).

North Sea Year	% cod in total catch	% under size	marketable size		
			% reached quota	% technical measures	% due to other causes
2009	11.2%	38.2	0	48.1	13.7
2010	7.0%	71.6	0	3.9	24.5
2011	2.4%	97.2	0	0	2.8

Table 1: Reasons for discarding and their importance (in number) for the vessels from Boulogne-sur-Mer in the North Sea

Eastern Channel Year	% cod in total catch	% under size	marketable size		
			% reached quota	% technical measures	% due to other causes
2009	7.7%	11.6	65.3	0	23.1
2010	2.3%	24.5	0	6	69.5
2011	4.1%	97.0	0	0	3.0

Table 2: Reasons for discarding and their importance (in number) for the vessels from Boulogne-sur-Mer in the Eastern Channel

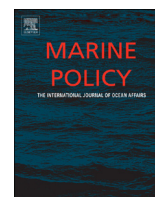
Reasons for discarding widely varied by fishery, area and year. In 2009 in the Eastern Channel, the French national quota was reached, and then many producer organizations closed their quotas. Therefore in 2009 in the Eastern Channel, a high discard rate of cod was observed in the vessels from Boulogne-sur-Mer, 65% of the total discards were due to reached quota. Cod quotas were not reached neither in the North Sea in 2009, nor in 2010 and 2011 in both areas. Quotas were not responsible for discards in those areas/years. In 2009 in the North Sea, the regulation on technical measures was responsible for 48% of cod discards on vessels from Boulogne-sur-Mer. This percentage diminished in 2010 and there was no discards in 2011 due to this regulation. On the trawlers targeting saithe, cod contribution was so small than the threshold was never reached, therefore technical measures were not responsible for any discards. The percentage of "under-size" discards was more important in the North Sea than in Eastern Channel for vessels from Boulogne-sur-Mer. Discards of individuals above MLS decreased from 2009 to 2011. A small part (i.e. <10%) of the discards from the trawlers targeting saithe were "under-size", leaving a consequent part of the discards unexplained. However cod discards by those vessels were very limited compared to the total catch. Cod discards not attributed to any of those three reasons could be due to damaged fishes, individual limitations imposed by producer organizations to their members, the application of the technical measures regulation on a 24 hour basis and not a trip basis as assumed in this study, or to high-grading practises that might still remain even if now forbidden. But available data did not allow to dissociate discarding practices among those reasons.

Acknowledgements

This study was supported by the French government (Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture). We also thank all fishers and observers who participated in the observer programme.

Annexe C

Article - Morandeau et al. 2014 -
Why do fishermen discard ?
Distribution and quantification of
the causes of discards in the
Southern Bay of Biscay passive gear
fisheries



Why do fishermen discard? Distribution and quantification of the causes of discards in the Southern Bay of Biscay passive gear fisheries



G. Morandeau^{a,*}, C. Macher^b, F. Sanchez^a, N. Bru^c, L. Fauconnet^d, N. Caill-Milly^a

^a Ifremer Laboratoire Ressources Halieutiques Aquitaine RBE HGS, UFR Côte Basque, FED MIRA 4155, F 64600 Anglet, France

^b Ifremer UMR AMURE, Unité d'Économie Marine RBE EM, Centre Bretagne, Plouzané, France

^c Laboratoire de Mathématiques et de leurs Applications de Pau, UMR CNRS 5142, FED 4155 – MIRA, UNIV PAU & PAYS ADOUR, Pau, France

^d Ifremer Unité Écologie et Modèles pour l'Halieutique Marine RBE EMH, Centre Atlantique, Nantes, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 1 August 2013

Received in revised form

25 February 2014

Accepted 25 February 2014

Keywords:

Discards

On-board surveys

Interviews

Causes of discards

Nets

Bottom longline

ABSTRACT

In the context of the Common Fisheries Policy reform, the need for decreasing discards has been highlighted in discussions on the implementation of a discard ban. While most of the research has focused on the quantification of discards by species and métier, identification and quantification of the causes of discards have received little attention. This study presents the results of on-board surveys conducted in the Southern Bay of Biscay fleets of netters and longliners. A large variability of discards was observed. It is also shown that in these passive gear fisheries the main reasons for discarding put forward by fishermen are, firstly, market-related and, secondly, quality-related; discards related to the application of regulations are minor. The results therefore illustrate that decisions to discard can also occur in highly selective fisheries because of economic constraint and the results also show that a part is discarded alive.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

During the World Summit on Sustainable Development in Johannesburg (South Africa 26th August–4th September 2002), attending heads of State and Government recommended maintaining and restoring fish stocks to levels that achieve Maximum Sustainable Yield, with the aim of reaching this important objective for depleted stocks by 2015 [1]. Discards are one aspect of overfishing. Discard is the portion of the catch returned to the sea. The discard rate is the ratio between discard and total catches, it may be computed for individual species or combined groups of species [2].

Today, the Common Fisheries Policy (CFP) of the European Union is undergoing reform; decreasing discards has been put forward as being one of the main challenges of this reform. Moreover discards have been presented as one of the reasons why stocks have not recovered as expected. Implementation of a discard ban is under discussion within the CFP reform. In February 2013 the European Parliament voted on the principle of the prohibition of discarding catches. Recently, the European Commission and the European Parliament have been in agreement on the proportion of discards obligatorily

landed; the application of this vote will soon come into effect. Elsewhere, some countries such as Norway have chosen to partially ban discards, and in the case of Namibia bycatch from trawl fishery is landed for conversion to fish meal [3,4].

Estimation of discarded quantity is difficult and somewhat controversial, especially on a large scale. Moreover, an inaccurate estimation may cripple efforts made elsewhere to reduce discarding by casting doubt on that estimation [3]. First estimations of worldwide discards in commercial fisheries made by Alverson et al. [5] were between 20 million tons to 27 million tons of discards per year, the equivalent of about one quarter of total catches. In 2005 Kelleher [2], using another method, revised these estimations downwards and stated that discards were about 7 million tons per year, that is 8% of the total catches in weight, with high variability between fisheries. Estimation per fishery shows that the discard rate can be much higher, particularly in demersal fisheries (discard rate can reach up to 80% in some fisheries).

Discarding of an undersized or damaged individual in a commercial fish catch limits future opportunities and entails loss of income and food resources [6,4]. From an economic perspective, discarding practices by fishermen are a loss for themselves as well as for the whole society [6,7]. However negative indirect effects have also been simulated in the case of shrimp trawl fishery in Gulf of Mexico by Walters et al. [8]. In this case, simulated discards reduction led to a decrease on the productivity of some valued

* Corresponding author. Tel.: +33 2 29 00 85 97; fax: +33 2 29 00 85 52.

E-mail address: gilles.morandeau@ifremer.fr (G. Morandeau).

species, by encouraging the recovery of their predators such as catfishes. Furthermore discards survival can be non-negligible for some species and discarding could also have positive indirect impacts through supply and market price. This issue raises several contradictions. In spite of the phenomenon of wasted food observed around the world [9], the ethical and the moral dimension is often put forward by some NGOs who consider discards as food losses.

Analyses of the bio-economic impacts of improving selectivity measures, for example, in the case of the Bay of Biscay fisheries, show benefits expected from decreasing discards [10] and for non marketed species. Discarding implies additional mortality and impacts the ecosystem [11]. It can have ecological impacts on food webs by diverting a part of the energetic flow intended for predators in direction of the scavengers [12,13]. In the North Sea populations of scavengers have grown, while demersal species diversity has declined [11]. Moreover, it is well known that discards are very attractive to some bird populations and contribute to their diet [14–16].

Pascoe [6] highlights low landing values and also the minimum landing size as the main reasons for discarding. However, observational studies of the causes of discards have remained very scarce [17], whereas impact assessment of a discard ban requires good knowledge of fishermen's behavior and practices. Besides this, analyses of the causes of discarding and estimation of discards generally focus on fleets using mainly active gears and operating in multi-species ecosystems. Thus, most of the scientific approaches have focused on bottom trawl fisheries. The relationship between the mesh size of this gear and discards of juveniles has been well demonstrated [18,19], and the sizes of discards have been observed on board professional vessels [19]. Other studies analyzed discards as a result of physical damage, particularly in the case of non-target species [20]. The assessment of discards has also been studied by using a predictive model [21], and discards are increasingly incorporated into stock assessment [22]. The reasons for discarding were also ascertained occasionally from fishermen at sea mainly on trawlers, and also with fisher self-sampling [23]. Discards are highly variable from one boat to another and depend on the season [17]. They are also the result of personal, economic [24–30] or legal considerations.

This study explores the reasons for discarding from the fishermen's perspective. It focuses on qualification and quantification of the causes of discards in the case of passive gears. The document presents the results of on-board surveys conducted in the Southern Bay of Biscay among netter and longliner fleets operating around the Capbreton Canyon, and discusses results in comparison with the netter and longliner fleets population operating in the Bay of Biscay.

2. Material and methods

2.1. Study area and fishing activity

The study area is the southern part of the Bay of Biscay continental margin, mainly along the Landes Plateau. The continental Aquitaine

slope is deeply incised by the Capbreton Canyon and is influenced by the plume of major rivers: the Adour and Gironde Rivers. They contribute to successful reproduction, feeding and nursery functions for many species [31–34]. The canyon enhances the concentration of mature hake [35] and the presence of species which live in deep areas (Fig. 1).

The Southern Bay of Biscay is mainly characterized by pelagic fisheries, such as purse seiners, baitboaters and pelagic trawlers, and demersal fisheries, such as netters, bottom trawlers, longliners and potters. The fleets are mostly coastal and often polyvalent; gillnetters, bottom longliners and trawlers are the main métiers. The main demersal species targeted are European hake (*Merluccius merluccius*), monkfish (*Lophius piscatorius* and *L. budegassa*), European sea bass (*Dicentrarchus labrax*), common sole (*Solea solea*), turbot (*Scophthalmus maximus*) and Sparidae [36].

2.2. Descriptions of the studied métiers

In this study, only passive gears are considered: nets and longlines.

The longlines used in the hake fishery are semi-pelagic and are deployed on the edge of the Capbreton Canyon. It is an emblematic and major métier benefiting from a particular regulation as they take advantage of a prohibition of net and trawl fishing on their fishing grounds [37]. Between 8 and 14 coastal boats practice this métier during the year (Table 1), and the fleet characteristics are homogeneous. Boats lay between 1200 and 1800 hooks per day, baited with frozen pilchard (*Sardina pilchardus*). Two or three men are on board these vessels. Fishing is mostly practised in spring and summer but a small number of vessels work all year. Generally, trips last between 10 and 12 h; longline is set before sunrise and retrieved 3 or 4 h later. Hake is the main targeted species; other targets are pollack (*Pollachius pollachius*), red sea bream (*Pagellus bogaraveo*) and conger (*Conger conger*).

Netting is a major métier in terms of vessels involved and the number of trips [36,38]. Crew composition varies and depends on boat length (from one to four men on average). This métier is practised by 30–35 boats all year round, but fleet characteristics are less homogeneous than in the case of longliners (Table 1). The strategy of these netters operating in the coastal area is based on the use of several types of nets (gillnets and trammel nets) targeting several species, often sold directly to consumers on the docks. Gillnets, consisting of a single mesh, target hake, sea bass and sea bream species (*Diplodus* spp, *Sparus aurata*, *Litognathus mormyrus*), while the trammel nets (three meshes) are used to capture benthic fish, such as common sole, monkfish (*Lophius* spp), turbot and brill (*Scophthalmus rhombus*). Generally, trips last less than 12 h for coastal netters (less than 15 m), which predominate in the sector, and a few days for large netters. On average, the coastal vessels set 6000–8000 m nets daily. This number is much higher for offshore netters. Usually nets are set on the seabed and retrieved the following day, but when red mullet (*Mullus surmuletus*) and European hake are targeted, nets are retrieved 4 or 5 h later. Species such as the common sole, gilthead sea bream,

Table 1

Main characteristics of the two métiers practised and observed in the Capbreton area (statistical rectangle scale 16E8) from the database Fisheries Information System (population, year 2012) and from LOUPE program (sample).

Characteristics	Métier longline		Métier nets	
	Population (SD)	Sample (SD)	Population (SD)	Sample (SD)
Number of vessels	14	4	34	5
Mean length (m)	10.5 (0.75)	11(0.56)	10.7 (2.48)	11.2 (1.38)
Mean crew number	2.5 (0.53)	2.6 (0.5)	3 (1.44)	2.8 (0.89)
Mean fishing trip duration (h)	12 (4.72)	10 (0.97)	12 (16.32)	9 (1.77)
Mean fishing operation duration (h)	4	4	24	23

meager, sea bass and hake are caught seasonally. Other species are caught more regularly, such as Atlantic bonito (*Sarda sarda*).

2.3. Observations of discards and causes of discards on board commercial fishing vessels

Observations and interviews made on board commercial vessels were used to qualify and quantify causes of discards. Data were collected from the regional program LOUPE (observation of the habitat and associated communities in the context of the fisheries of the Capbreton Canyon). It consisted in the observations of two métiers practised around the canyon. The observations were carried out between July 2011 and April 2013 on coastal boats.

The program was based on observations of the fishing métiers and strategies. The objective of the LOUPE program was to collect different data at sea (on coastal boats): fishing effort and catches, discarding reasons, costs and incomes by fishing trips, crew composition, sharing turnover and also undersea pictures. The quantitative and qualitative observation of the discards was not based on a stratified sampling plan but relied on opportunity.

The goal was also to develop knowledge of the fishing pressure and impact exerted on marine ecosystems, and to examine how observational data at sea may contribute to the observation of others marine species including mammals, birds and benthos.

During the fishing trips, all fish and commercial invertebrates were identified, counted and measured; individual weights were registered by direct weighing or determined using length–weight relationships; data on the fishing trip and fishing operations such as geographical positions, date, fishing time, type of gear and its characteristics, target species and fishing depth were collected as well. The observer also registered whether fish were released alive. Some economic information, such as costs and revenues of the fishing trip, the fishermen's share in the catch, and selling place, was also collected on board by simply asking the fishermen.

Fishermen were also questioned during the trip about the reasons for discarding a part of the catch. Four categories of reasons for discarding have been determined from the literature review and from fishermen's responses: regulations, market, quality and uses (Table 2). Regulatory constraints that can result in discards are detailed in Appendix A. But these constraints are not the direct cause of discards. From the fishermen's point of view "Absence of a market or no commercial opportunity" can mean: "there is no market; it does not exist" and also "the market is occupied for now by different concurrent métiers, so we cannot access it in these conditions, and the price is not attractive". In case of doubt, the criterion adopted by observers was generally "unattractive price".

In the case of a fish which meets several criteria at the same time, the classification took place in the order of preference shown in Table 2. For example, an individual fish of Poor Quality (PQ) and out of the Legal Size (LS) is classified LS but not PQ, because for fishermen, regulatory constraints prevail over those of quality, which in turn

prevail over those of markets. If fishermen are never sure of the final price when selling a good quality fish, they are absolutely convinced that a poor quality fish will have little or no value. Regarding regulation, they prefer to abide by it even if sometimes they do not understand its purposes.

2.4. Data analysis

Description of the conditions in which discards occurred was undertaken using classical descriptors, both globally and for each of the considered métiers. Significant differences among the obtained values were in this case tested with Chi-2 tests (using a type I error rate at 0.05). Discard proportions per fishing trip and fishing operation were calculated in number for each métier. Focusing on the nine main discarded species, a multiple correspondence analysis (MCA) was applied to these species, the causes of discards, the place of sale and the type of gears in order to highlight some associations among them and to discuss about the main reasons which generated discards.

Data on catches (discards and landings) collected on board netters and longliners inferior to 15 m by the French national observer program in 2011 (in the whole Bay of Biscay, i.e. ICES divisions VIIIa and VIIIb) conducted within the DCF by Ifremer/Fisheries Information System/DPMA are registered in the Harmonie database [39]. They were used to compare some causes of discard with observations undertaken in the LOUPE program: directly for regulation reasons (protected species and minimum landing size); indirectly for market reasons in considering the species composition and seasonal variability of discards.

3. Results

During the LOUPE program, nine different vessels were observed: four longliners and five netters, with 24 longliner operations and 27 fishing operations involving the netters. These observations at sea represent: 6% of longline fishing operations and 29% of this type of vessel operating in this area (reported in the database Fishing Information System on the statistic rectangle scale). In the same way, concerning the netters, observations represented 1% of netters' operations and 16% of fleets registered in the database. Depending on the gear used, the main targeted species were hake, Atlantic bonito, sea bass, common sole and Sparidae for netters, and mainly hake, pollack and conger for longliners (Fig. 2).

In all métiers considered (on boats observed), discards represented 45% and 20% of the total catches in number and in weight respectively. However, differences were observed between métiers; trammel net generated a high proportion of discards in number (2257, i.e. 70%), whereas for gillnet and longline levels of discards respectively comprised between 25% (488) and 30% (780) of individuals caught (Fig. 3a). In weight (Fig. 3b), the trammel net generated as many discards 53% (484 kg) as landings 47% (421 kg), while gillnet and

Table 2
Registration criteria for discards.

Preference	Issue class	Denomination	Issue acronym
1	Regulation	No quota available	NQ
		Protected species	PS
		Under minimum legal size	LS
2	Quality	Poor quality or quality considered as being insufficient	PQ
		Degraded quality because scavenging or predation	SP
		Female carrying eggs (crustaceans)	FR
3	Market	Absence of a market or no commercial opportunity	NM
		Unattractive price	UP
		Inadequate size for the usual market	IS
	Crew practices	Destroyed or unsorted	DS

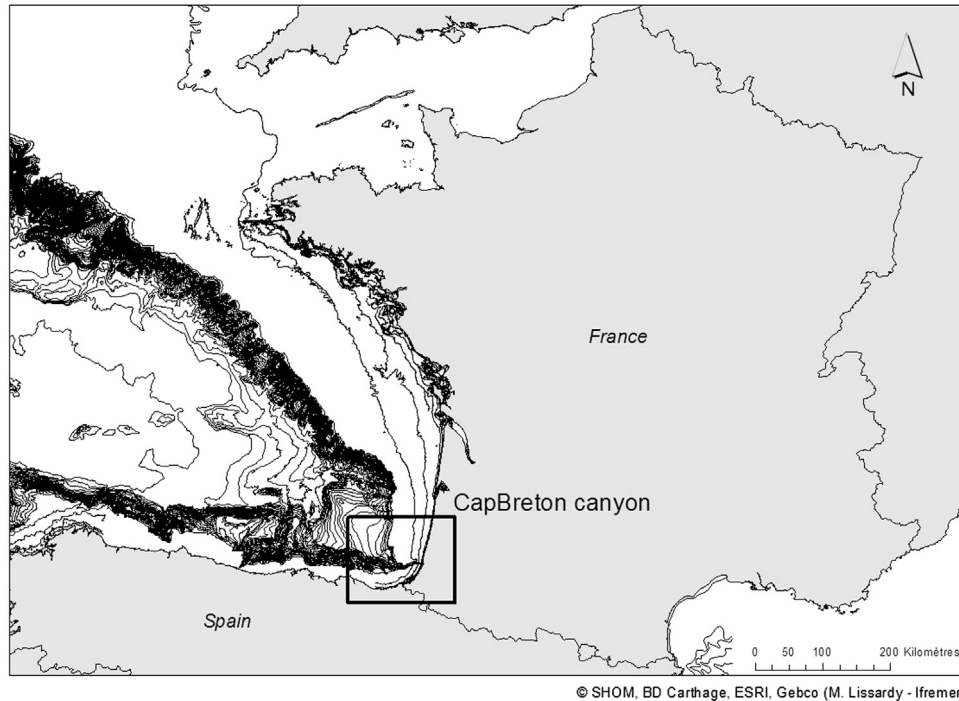


Fig. 1. Study area of LOUPE program.

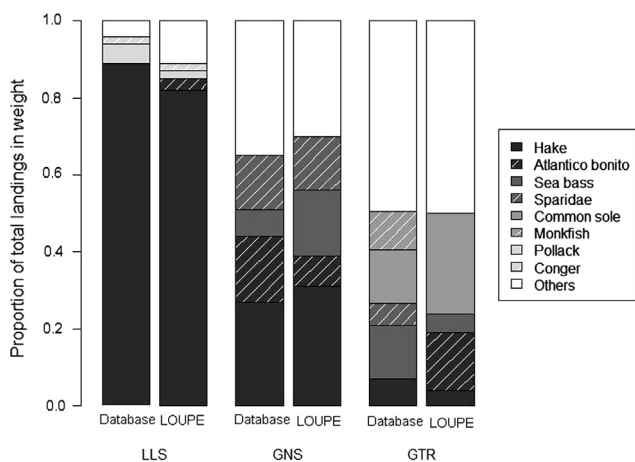


Fig. 2. Main species landed of two métiers practised in the Capbreton area (statistical rectangle scale 16E8) from the database Fisheries Information System (year 2012) and from LOUPE program.

longline produced few discards, respectively 11% (124 kg) and 12% (266 kg).

During the 51 observed operations of the LOUPE program, 64 species have been identified as non-valuated catches (including seven quota species). Among these, the main species (representing more than 80% of the total discards expressed in number) were Atlantic mackerel, blue whiting (*Micromesistius poutassou*), pilchard, horse mackerel (*Trachurus trachurus*), pout whiting (*Trisopterus luscus*) and black-mouthed dogfish (*Galeus melastomus*) (Fig. 4).

Two species were predominately discarded for longline (blue whiting and black-mouthed dogfish), but 44% of the discarded individuals were still alive when returned to sea. Between two and six species mainly contribute to discards from net fisheries, according to the type of net used. For trammel net, those species were the mackerels and pilchard; for gillnet, it was horse mackerel, pout whiting, spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*), mackerel, hake and

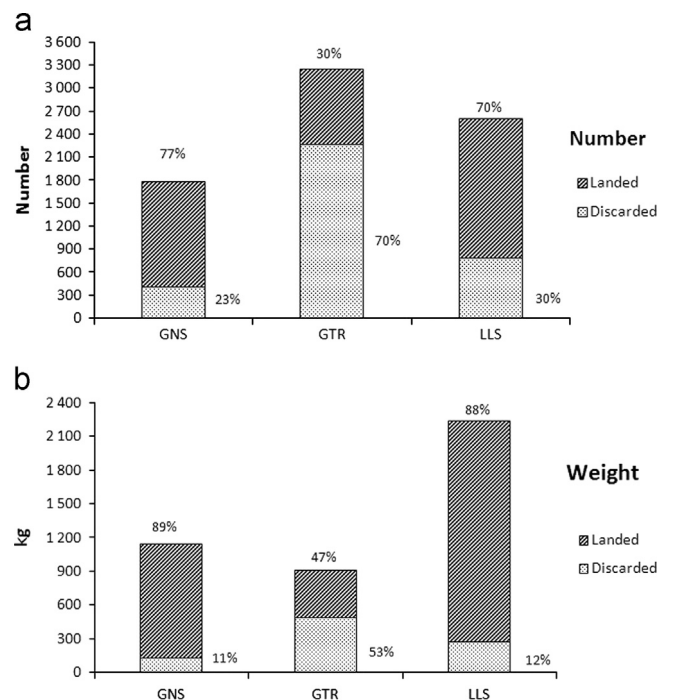


Fig. 3. The relative contribution of discarded and landed catches by gear (GNS, gillnetters; GTR, trammel netters; LLS, bottom longliners).

blue whiting (Fig. 4). For netters, a small part of discards were alive (3%).

In the Bay of Biscay, for longliner and netter fleets, according to the ObsMer program, species contributing to discards are more variable and also dependent on the gear used. Thus, spotted dogfish, whiting, pout whiting and crabs are the main species which are discarded for these gears.

Discard rates per fishing trip were calculated for each métier and refer to the discards in number (Fig. 5). The variability of

discard rates across trips was high. For longline (LLS), discard rates ranged from 0% to 67% among the fishing operations. For gillnet (GNS) and trammel net (GTR), the values ranged from 0% to 50% and from 10% to 88% respectively.

Regarding discarding reasons, fishermen's strategies appeared to be driven by market considerations in these fisheries, since the three related criteria, i.e. "absence of a market or no commercial opportunity", "unattractive price" and "inadequate size for the usual market", concerned more than 61% of discards (Table 3), with differences between the three métiers considered. For trammel nets "unattractive price" dominated (76%), whereas "absence of a market or no commercial opportunity" was more important for longliners (61%), and the distribution among these three criteria was more balanced for gillnetters (Table 3). Reasons related to regulations were not uncommon, but were minor (2.5%); the "out of minimum legal size" criterion represented 2% of the observations of all métiers considered. In comparison, on the scale of the whole Bay of Biscay netter and longliner fleets, undersize individuals (in number) represented larger

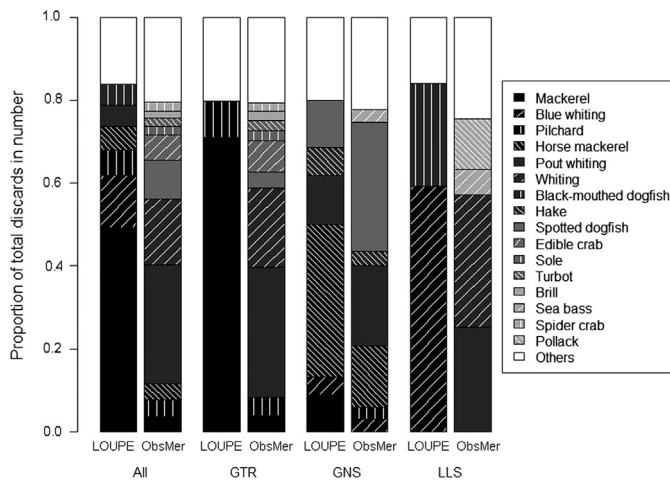


Fig. 4. Distribution of species or groups of species contributing to 80% of the discards (in number) all gears combined and per gear (from LOUPE program and ObsMer program).

proportions of the total discards: 7% for gillnetters, 13% for trammel netters and 34% for longliners. The catch of protected species was very rare (less than 1% of total catch in both number and weight) for all gears in both the Southern Bay of Biscay and the whole Bay of Biscay. Reasons relating to poor quality were equally important; they represented 13–34% of discards (according to the métier), with a variable part (from 6% for trammel net to 29% for longline) due to the action of either scavengers regularly observed on board, such as *Nassarius reticulatus*, *Charonia lampas*, or crustaceans like amphipods or *Polybius henslowii*. "Opportunistic predators", such as hake preying upon blue whiting, for example, or cephalopods upon tunas, also contribute to bad fish quality. In the whole Bay of Biscay no significant relationship (Fig. 6) was found between discards and soak time for the netters inferior to 15 m and longliners, neither for fragile species such as hake nor for all species combined.

An MCA (Fig. 7) was performed on the data table obtained from the LOUPE sampling program, containing 3002 discards (each statistical unit is an individual discarded fish) associated with four criteria: species, discarding reasons, gear and selling place. Only major species were selected. The variance explained by each of the two axes was axis 1 = 18.29% and axis 2 = 14.32%. Associations between the places of sale (auction sale in fish market, directly to consumers, or both places), the different species and the gears used highlight the occurrence of the discards associated with these different criteria. An ascending

Table 3
Distribution of discards (in number) according to criteria and métiers.

Criteria	Issue acronym	GNS (%)	GTR (%)	LLS (%)
Market	IS	21	4	5
	NM	30	4	61
	UP	10	76	3
Quality	FR	–	< 0.1	–
	PQ	19	7	0.1
	SP	15	6	29
	LS	3	3	–
Regulation	NQ	1	–	1
	PS	0.4	< 0.1	0.3
Uses	DS	0.2	< 0.1	–

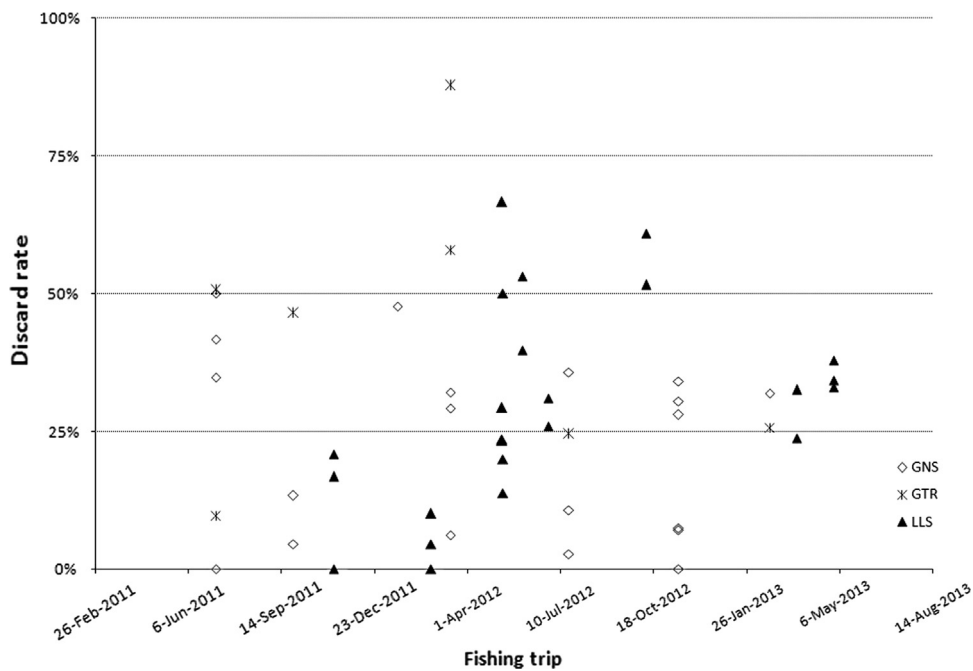


Fig. 5. Plot of discard rates aggregated across species and gear types. Each point corresponds to a fishing operation.

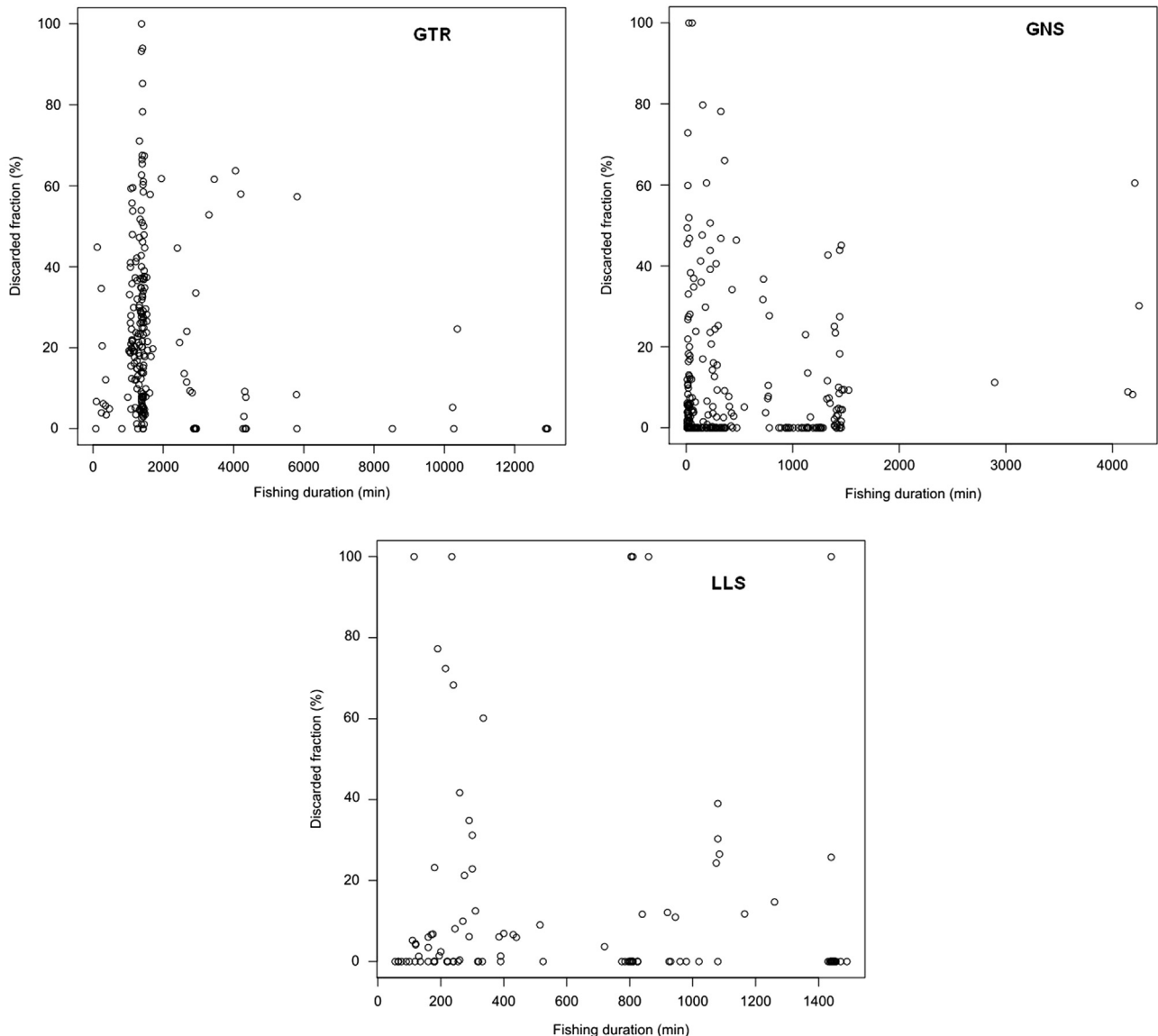


Fig. 6. Relationship between discard rate and fishing duration for the netters inferior to 15 m and longliners in the whole Bay of Biscay. Source: FIS Database.

hierarchical classification (with Ward's criterion) of the first two principal components from the MCA shows three groups.

The first group (Gp1): gillnetters mainly selling directly to consumers. Their discards consist of horse mackerel, spotted dogfish and hake, which are associated with poor quality, inadequate size and also with being under minimum legal size.

The second group (Gp2): longliners mainly selling to fish markets. Their discards, predominated by three species, blue whiting, European conger and black-mouthed dogfish, are generally linked to scavenging or predation, and the absence of market or no commercial opportunity.

The third group (Gp3): trammel netters selling in both places. Their discards, mainly composed of Atlantic mackerel and European pilchard, are usually related to unattractive price.

4. Discussion

For these two métiers, market considerations are the main reasons for discarding, and they are dependent on each fisherman and on his market. In this respect, economic issues are often cited in the literature

[2–4,6,17] as reasons for the discards. The observations and interviews conducted at sea during those fishing trips confirm and clarify the importance of these criteria for longliners and gillnetters in the southern Bay of Biscay. Thus, more than 83% of the discarded number is related to market issues (56% for “unattractive price” and 21% due to “absence of a market or no commercial opportunity”), i.e. to the expected cost benefits of landing as opposed to discarding.

During the LOUPE program, two to six species contributed to 80% of discards for vessels observed, while in the whole Bay of Biscay it was seven to eight species, depending on gear only (cf. Fig. 4). These differences around discarded species compositions can also be explained by fishermen's behavior and by the biology (spatial and seasonal repartition of species). Dubé et al. [40] show significant regional differences (according to French maritime façades) and also differences related to the respective métiers.

In southern Portugal, in the same way as in the LOUPE project, it was observed on hake bottom longliners [41] that *Galeus melastomus*, *Micromesistius poutassou* and *Scyliorhinus canicula* are discarded. In the study area (Southern Bay of Biscay), for the two last species, selling directly to the consumer can contribute to better sorting and less discard because fishermen consider that they have customers for

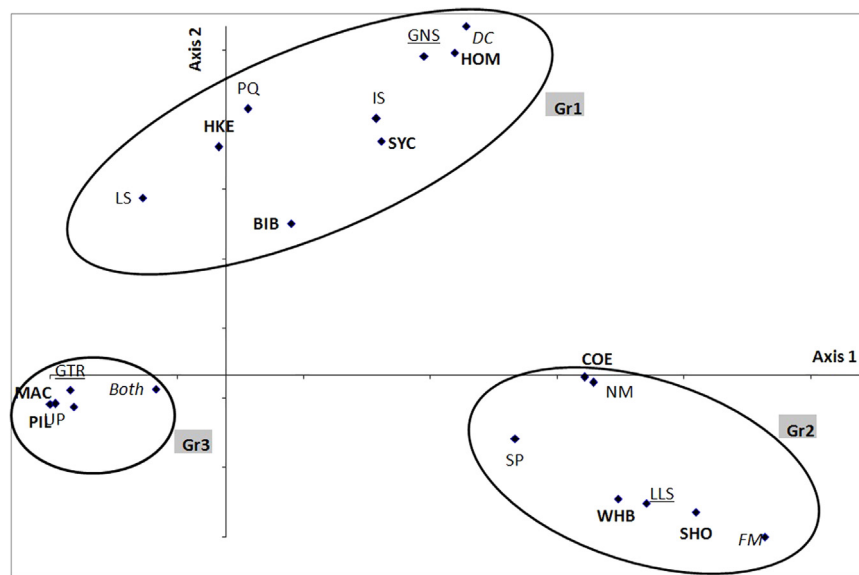


Fig. 7. Multiple correspondence analysis: representation of categories using the two first factorial axis. **Species:** MAC Atlantic mackerel; PIL European pilchard; WHB Blue whiting; COE European conger; BIB Pout whiting; HOM Horse mackerel; SYC Spotted dogfish; SHO Black-mouthed dogfish; HKE European hake. **Selling places:** FM, fish market; DC, directly to consumers; Both, both places. Gears: GTR: trammel net; LLS: longlines; GNS: gillnets. Criteria: PS, protected species; LS, under minimum legal size; PQ, poor quality or quality considered as being insufficient; SP, degraded quality because of scavenging or predation; UP, unattractive price; NM, the absence of a market or no commercial opportunity; IS, inadequate size for usual market.

those species. Thus, two boats chose direct sale, while others did not, and sold by auction instead.

Atlantic mackerel was often discarded by netters for market reasons. During springtime this species is also targeted by pelagic trawls. Their landed quantity is very significant, causing a market glut and low prices for all the other métiers practised in this area. On the scale of the whole Bay of Biscay in 2011 the highest discarded fraction of mackerel was also observed in spring for trammel netters (84%), but in summer for gillnetters (17%). However, measured over a year, mackerel is not the main discarded species, in contrast to the LOUPE vessels.

Benoît and Allard [42] highlighted that collecting data concerning discards on board vessels may be biased because fishermen can change their attitude when fishing with an observer on board. Lart [23] therefore compared the results of two methods of data collection: one with an observer, the other from random sampling done by the fishermen themselves; he did not notice significant differences in the sorting behavior. During the trip observed for this study, we assumed that fishermen worked as usual, independently of the scientific observers (which are not sworn in and have no policing power), when sorting. However, sometimes they asked the observers to dispel their doubts about a particular protected species regulation or a minimum legal size.

Sampling was not constructed so that it is representative of métiers; it was a convenience sample of catches. This is not a probabilistic sampling protocol and therefore representativeness is not guaranteed statistically. However, the goal of this study was not to extrapolate possible results, but only to highlight some behavior. Regarding results observed in the study, vessels practicing longline are more homogeneous because their length, their crew composition and the fishing trip duration are similar (Table 1). Concerning their catches (from LOUPE), the share of each species (hake, pollack and conger) is very close to what was observed in the Fisheries Information System database (Fig. 2). Concerning netters, two types of fleet must be considered: one practicing inside national water (they were observed in the LOUPE program) and others operating in offshore areas and targeting other species, for example monkfish (vessels not observed). With too few observations (1% of operations and 16% of total boats operating here), the sampling rate is too low to hope that

the results of the study are representative of the total fleet operating in the rectangle 16E8. In all cases, fishermen's motivations, seasonality and the state of the market can change a part of the discard. The assessment of representativeness was not the objective of the LOUPE program; more samples would be necessary, based on a stratified sample taking into consideration two types of gillnet fleet (coastal and offshore) and more longliners' fishing trips.

Over-quota discards were rare. Most of the time, the crews of these coastal vessels misinterpreted an obligation to discard related to quota (food waste or loss of earnings). Discards of undersize individuals affected a small part of fish caught (2%), and this aspect seems not to be included in the fishermen's strategy. On the scale of the whole Bay of Biscay, discards of undersize individuals represented larger proportions of the total discards, a difference that can, for trammel netters and longliners, be partly due to catches of whiting (*Merlangius merlangus*) affected by the regulation CE 850/98. Discards of protected species were also very low in those fisheries (less than 1%) for both the Southern Bay of Biscay and the whole Bay of Biscay, and were seen as a twist of fate or bad luck.

More generally, during the trips, changes in strategies related to regulatory issues (quota, size and protected species) were not observed. However, discussions with fishermen on board highlighted the existence of fishermen's behaviors and adaptations in order to prevent unwanted species or sizes being caught, thus avoiding discarding them. A change of fishing area was observed during one fishing trip on board a netter vessel to avoid catches of non-commercial crabs (*Polybius henslowii* and *Liocarcinus holsatus*). Another fisherman explained that in springtime, during the mass arrival of mackerel in the area for reproduction [32], sometimes he preferred to stop his activity for a few days to avoid major discards of mackerel, "because it is not doing the job well". Furthermore, a lack of resources, the discarding-conducive periods or low fish price season often determine the periods for technical shutdown chosen by some ship owners.

Beyond likely ethical considerations, in both cases the motivation behind these strategic changes is the desire to reduce workload, "to prevent the day's drudgery". The issue of workload is significant; the crews of observed netters often suggested that the fishing strategy also depended on this factor (or cost) and not only on

expected gains: the sorting of fish that will be discarded is perceived as a waste of time and an additional task. In contrast, working on fish that will be landed and sold is considered a job of higher value. For the crews, the question then is: what is acceptable in terms of the level of discarded quantity and the amount of bad or unpaid labor? In this regard Pascoe [6] explained that it is difficult to assess the cost of sorting discarded species when crews are remunerated with a system of sharing, as seen on those vessels, and not by worked hours, as in industry, for example. Here, sorting is a part of the job. The observation method did not find the limits (discard quantity with additional work) that induce change of area or gears, for example. This would require several trips consecutively on the same boat, because generally a netter fishing operation lasts about 23 h, versus 3 or 4 h for longliners only once a day, while it is also 3 or 4 h for the trawlers with several fishing operations per day. For longliners, the discarded individuals represent less additional workload; strategic changes (carried out the next day) are mainly related to the yields of species landed and their prices; but their room for maneuver is also limited by the presence of other longliners in this area. On board trawlers, it is known that several consecutive unprofitable hauls (with sometimes a very large share of discarding) can induce an immediate change of area. In integrating some economic parameters (such as costs and income of the trip, the fishermen's share in the catch) during observations at sea, it should be possible to estimate the limits which induce strategic changes. Furthermore, the hauls targeting high value species, despite many discards, could be assessed in the same way.

The fishermen have an economic interest in reducing the soak time of fishing gear, in decreasing degradation of the catch quality by scavengers and predators, common on passive fishing gears, and in maintaining good quality. To decrease degradation due to amphipods, all fishermen explained that they avoid the "infested areas" when they set the fishing gears. It was also noted by Santos et al. [43] that, in the case of gillnets in Southern Portugal, a long soak time increased quality-related discards of hake. During a trip on a netter (Southern Bay of Biscay), two abnormal operations due to net hauling failure the day before generated 41% discards in weight, with 65% in relation to the quality criteria, thus confirming Santos' observations. In the case of French trawlers operating in the Celtic Sea, Rochet and Trenkel [17] demonstrated a positive relationship between fishing time and discards that also depends on species (some of them being more fragile). However, this pattern could not be established for passive gears on the scale of the whole Bay of Biscay.

In some cases, fish and also crabs that are usually discarded were kept for the bait of other vessels, which can favor social cohesion in ports.

Management measures to reduce discarding have generally focused on technical solutions such as closed areas, temporary closures and mesh size increase or selective devices. Sometimes the implementation of such technical measures has displaced the discarding, moving it to other species or areas, or created new problems like increased market demand for small fish [14]. However, coupled with other strategies, these technical measures are often relevant, despite their mitigated success, their acceptance and the low incentives to adopt them [44]. Nevertheless, Garcia et al. [45] reported that mesh size regulations are often inconsistent in maintaining biodiversity and fish yield, and also suggested that a balanced harvesting approach, taking into account discards "just seen as nuisance" as well as all ecosystem components, could improve fisheries management. The discard ban aims to change behavior in particular with the use of more selective gears to decrease discards up to a regulated level and increase stock health; thus, Northeast Arctic discard bans and fishermen's compliance helped to improve fishing stocks [2]. In the case of multi-species fisheries targeting some under-quota species, it is not certain that discard bans would promote any reduction of fishing effort and increase stock health. It could also mean that these catches

are landed for other uses such as producing fertilizer or fish meal, with the risk of creating an incentive to target "discarded" individuals, even if a large part of landed individuals are already used in feed production for aquaculture and livestock industries (about 30 Mt, nearly one-third of the global landings and about 2% of the fish meal is composed of wild species) [46]; a ban could also mean the beginning of a new vicious circle.

5. Conclusion

The observation method described here has been shown to be efficient in understanding, qualifying and quantifying the reasons for discarding. The method is easy to implement with two observers on board, but criteria of discards could be simplified in quality, regulation and market reasons in order to be workable by only one observer. The observations at sea highlighted the significant proportion of discards in the case of passive gears and the preponderance of market quality reasons for discarding in the case of netters and longliners. For the latter, it should be noted that a large part of discards were alive; however, it is not an indication of their long term survival. Regulations were responsible for a small part of discarding. It is possible that a specific commercial action (e.g. promotion, transformation) might encourage better economic value of today's discarded species and could decrease discards. In this regard and in this area, gray triggerfish (*Balistes carolinensis*) were usually discarded. Now transformed into fresh fish fillet before being sold, they are discarded less and less frequently. However, it is well known that dietary habits of consumers are difficult to change [47], so a significant reduction of discards related to market conditions should not be expected, all the more so because, currently, a part of the landed catch is not highly valued, and is even destroyed [9].

According to Hall and Mainprize [2], the fisheries management toolbox is complete and diversified but the effectiveness of the different tools used to settle the issue of discards mainly depends on the understanding and involvement of the main stakeholders: the fishermen, all together.

On the scale of the Bay of Biscay, within the framework of the French observer program, the assessment at sea of discarding shows significant regional differences and also differences related to different practised métiers [40]. The observations undertaken in the LOUPE program likewise show a large variability of discarding between métiers and within each métier, between fishing operations. These considerations and also seasonal variations make it difficult to model and extrapolate; this would require more observations. The assessment further emphasizes that the introduction of European regulations on discards should take into account the diversity of discarding patterns and discarding reasons for optimal efficiency, and that the reduction of discards could be implemented efficiently by using case-by-case solutions.

Acknowledgments

This work was done in the context of the LOUPE research project. Thanks to financial support from the Conseil Général des Landes, the Conseil Général des Pyrénées Atlantiques, the Aquitaine Region, the French State (DIRM SA), EU funds (EFF), the regional fishing committee CRPMEM Aquitaine and the local fishing committee CIDPMEM Pyrénées Atlantiques Landes. Laurence Fauconnet received a PhD fellowship from the Région Pays de la Loire. Support was also provided by the French Department for Ecology, Sustainable Development and Energy (Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture). We also thank the fishermen, in particular those of St Jean de Luz and Capbreton, for their help on board and their interest in our research projects.

Table A1

Regulatory framework that can result discards in the southern part of the Bay of Biscay.

Denomination	Regulations
No quota	Ord. no. 2063 (15th September 1993) Reg CE no. 57/2011 Reg CE no. 43/2012 Reg UE no. 694/2012 Reg UE no. 39/2013
Protected species	OSPAR list ref 2008-6 (area IV) Ord. no. 0171 (26th July 2011)
Out of minimum legal size	Reg CE no. 850/98 Reg CE no. 1559/2007

Appendix A

See Table A1.

References

- [1] Anonyme. Rapport du Sommet mondial pour le développement durable; 2002. A/CONF.199/20.
- [2] Kelleher K. Discards in the world's marine fisheries. An update, fisheries technical paper. FAO no. 470; 2005.
- [3] Hall SJ, Mainprize BM. Managing by-catch and discards: how much progress are making and how can we do better? *Fish Fish* 2005;6:134–55.
- [4] Diamond B, Beukers-Stewart B. Fisheries discards in the North Sea: waste of resources or a necessary evil? *Fish Sci* 2011;19(3):231–45.
- [5] Alverson DL, Freeberg MH, Murawski SA, Pope JG. A global assessment of fisheries bycatch and discards. Fisheries technical paper FAO no. 339; 1994.
- [6] Pascoe S. Bycatch management and economics of discarding. Fisheries technical paper FAO no. 370; 1997.
- [7] Boncoeur J, Fifas S, Gallic BL. Un modèle bioéconomique d'évaluation du coût social des rejets au sein d'une pêcherie complexe. *Econ Prév* 2000;143 and 144:185–99.
- [8] Walters C, Martell SJD, Christensen V, Mahmoudi B. An ECOSIM model for exploring Gulf of Mexico ecosystem management options: implications of including multistanza life-history models for policy predictions. *Bull Marine Sci* 2008;83:251–71.
- [9] Gustavsson J, Cederberg C, Sonesson U, Van Otterdijk R, Meybeck A. Global food losses and food waste. Study conducted for the international congress SAVE FOOD, FAO; 2011.
- [10] Macher C, Guyader O, Talidec C, Bertignac M. A cost-benefit analysis of improving trawl selectivity in the case of discards: the Nephrops norvegicus fishery in the Bay of Biscay. *Fish Res* 2008;92:76–89.
- [11] Catchpole TL, Frid CLJ, Gray TS. Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy* 2005;29:421–30.
- [12] Ramsay K, Kaiser MJ, Moore PG, Hughes RN. Consumption of fisheries discards by benthic scavengers: utilization of energy subsidies in different marine habitats. *J Animal Ecol* 1997;66:884–96.
- [13] Groenewold S, Fonds M. Effect on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by beam-trawl fishery in southern North Sea. *ICES J Marine Sci* 2000;57:1395–406.
- [14] Zador SG, Fitzgerald SM. Seabird attraction to trawler discards. Alaska Fisheries Science Center, AFSC processed report 2008-06; 2008.
- [15] Blaber SJM, Wassenberg TJ. Feeding ecology of the piscivorous birds *Phalacrocorax varius*, *P. melanoleucos* and *Sterna bergii* in Moreton Bay, Australia: diets and dependence on trawler discards. *Marine Biol* 1989;101:1–10.
- [16] Berghan R, Rosner HU. A method to quantify feeding of seabirds on discard from the shrimp fishery in the North Sea. *Netherlands J Sea Res* 1992;28(4):347–50.
- [17] Rochet MJ, Trenkel V. Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Can J Fish Aquatic Sci* 2005;62:224–35.
- [18] Madsen N, Holst R, Foldager L. Escape windows to improve the size selectivity in the Baltic cod trawl fishery. *Fish Res* 2002;57:223–35.
- [19] Machias A, Maiorano P, Vassilopoulou V, Papaconstantinou C, Tursi A, Tsimenides N. Sizes of discarded commercial species in the eastern-central Mediterranean Sea. *Fish Res* 2003;66:213–22.
- [20] Pranovi F, Raicevich S, Franceschini G, Torricelli P, Giovanardi O. Discard analysis and damage to non-target species in the "rapido" trawl fishery. *Marine Biol* 2001;139:863–75.
- [21] Casey J. Estimating discards using selectivity data: the effects of including discard data in assessments of the demersal fisheries in the Irish Sea. *J Northwest Atl Fish Sci* 1996;19:91–102.
- [22] Fernandez C, Cervino S, Perez N, Jardim E. Stock assessment and projections incorporating discard estimates in some years: an application to the hake stock in ICES Divisions VIIIc and IXa. *ICES J Marine Sci* 2010;67:1185–97.
- [23] Lart WJ. Discard studies, engaging fishers in support of management. *ICES CM* 2002;29.
- [24] Arnason R. On catch discarding in fisheries. *Marine Resour Econ* 1994;9:189–207.
- [25] Arnason R. On selectivity and discarding in an ITQ fishery. In: Proceeding of the fifth European Association of fisheries economists' bioeconomic modelling workshop, Edinburgh; 1995. p. 13.
- [26] Anderson LG. An economic analysis of high grading in ITQ fisheries regulation programs. *Marine Resour Econ* 1994;9:209–26.
- [27] Boyce JR. An economic analysis of the fisheries bycatch problem. *J Environ Econ Manage* 1996;31:314–36.
- [28] Branch TA, Rutherford K, Hilborn R. Replacing trip limits with individual transferable quotas: implications for discarding. *Marine Policy* 2006;30:281–92.
- [29] Sampson DB. Fishing tactics in a two species fisheries model: the bioeconomics of bycatch and discarding. *Can J Fish Aquatic Sci* 1994;51(12):2688–94.
- [30] Vestergaard N. Discard behaviour, highgrading and regulation: the case of the Greenland shrimp fishery. *Marine Resour Econ* 1996;11:247–66.
- [31] Le Pape O, Chauvet F, Desaunay Y, Guérault D. Relationship between inter-annual variations of the river plume and the extent of nursery grounds for the common sole (*Solea solea*, L.) in Vilaine Bay. Effects on recruitment variability. *J Sea Res* 2003;50:177–85.
- [32] Borja A, Uriarte A, Egaña J. Environmental factors and recruitment of mackerel, *Scomber scombrus* L. 1758, along the north-east Atlantic coasts of Europe. *Fish Oceanogr* 2002;11:1–12.
- [33] Borja A, Uriarte A, Egaña J, Motos L, Valencia V. Relationships between anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment and environment in the Bay of Biscay (1967–1996). *Fish Oceanogr* 1998;7:375–80.
- [34] Sourget Q, Biais G. Ecologie, biologie et exploitation du maigre du Golfe de Gascogne. IFREMER/CNRS report; 2009.
- [35] Sánchez F, Gil G. Hydrographic mesoscale structures and poleward current as a determinant of hake (*Merluccius merluccius*) recruitment in southern Bay of Biscay. *ICES J Marine Sci* 2000;57:152–70.
- [36] Leblond E, Daurès F, Merrien C, Demaneche S, Le Blond S, Berthou P. Activité 2010, des navires de pêche de la région Aquitaine. Ifremer SIH; 2013.
- [37] Sanchez F, Morandeau G, Bru N, Lissardy M. A restricted fishing area as a tool for fisheries management: example of the Capbreton canyon, southern Bay of Biscay. *Marine Policy* 2013;42:180–9.
- [38] Leblond E, Daurès F, Merrien C, Demaneche S, Le Blond S, Berthou P. Synthèse des flottilles de pêche 2010. Flotte de la façade Atlantique. Ifremer SIH; 2012.
- [39] Leblond E, Daurès F, Berthou P, Dintheer C. The Fisheries Information System of Ifremer: a multidisciplinary monitoring network and an integrated approach for the assessment of French fisheries, including small-scale fisheries. *ICES CM* 2008/K, vol. 11; 2008.
- [40] Dubé B, Dimeet J, Rochet MJ, Tétard A, Gaudou O, Messannot C, et al. Observations à bord des navires de pêche professionnelle. Bilan de l'échantillonnage 2011, RBE/STH/LTBH 008; 2012.
- [41] Erzini K, Gonçalves JMS, Bentes L, Lino PG, Ribeiro J. The hake deepwater semi-pelagic ("pedra-bola") longline fishery in the Algarve (southern Portugal). *Fish Res* 2001;51:327–36.
- [42] Benoît HP, Allard J. Can the data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards? *Can J Fish Aquatic Sci* 2009;66:2025–39.
- [43] Santos MN, Gaspar MB, Monteiro CC, Vasconcelos P. Gillnet and long-line catch comparisons in a hake fishery: the case of southern Portugal. *Sci Marina* 2002;66(4):433–41.
- [44] Suuronen P, Sardà F. The role of technical measures in the European fisheries management and how to make them work better. *ICES J Marine Sci* 2007;64(4):751–6.
- [45] Garcia SM, Kolding J, Rice J, Rochet MJ, Zhou S, Arimoto T, et al. Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science* 2012;335(6072):1045–7.
- [46] Naylor RL, Goldberg RJ, Primavera JH, Kautsky N, Beveridge MCM, Clay J, et al. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 2000;405.
- [47] Lahlou S. Peut-on changer les comportements alimentaires? Cahiers de nutrition et de diététique, vol. 40, 2nd ed. The London School of Economics and Political Science; 2005. p. 91–6.

Annexe D

Rapport de stage - Fumeron 2014 -
Réussite de capture de l'espèce-cible
des métiers de la Manche

UBO

université
de bretagne
occidentale



MASTER SML

SCIENCES DE LA MER ET DU LITTORAL

MENTION

SCIENCES BIOLOGIQUES MARINES

Fumeron Raphaëlle
**La réussite de capture
de l'espèce cible des
métiers de la Manche**

Mémoire de stage de Master1
Année Universitaire **2013-2014**

Structure d'accueil : **Unité Ecologie et Modèles
pour l'Halieutique - Ifremer**

Tuteur universitaire : **Julien Thébault**

Maître de stage : **Marie-Joëlle Rochet**



UBO
université de bretagne
occidentale

ueb
UNIVERSITÉ
EUROPÉENNE
DE BRETAGNE

Ifremer



Résumé

L'écosystème marin est riche de nombreuses ressources, mais est aussi sous l'influence de l'activité humaine et notamment la pêche. Afin de mieux connaître l'impact de cette activité, ce travail exploratoire étudie les réussites de capture des espèces cibles dans la capture totale des différents métiers. Cette étude, rendue possible grâce aux données récoltées par le programme Obsmer, se concentre sur la zone Manche et sur les douze métiers les plus pratiqués dans cette zone. Ce travail exploratoire étudie la composition des captures totales (importance de quelles espèces dans la capture, fraction rejetée de ces espèces) annuelles et saisonnières des différents métiers. Il étudie ensuite l'influence de certains paramètres sur la réussite de capture de l'espèce cible. Cette étude a ainsi permis de déterminer l'influence de deux facteurs principaux qui sont l'engin de pêche et l'espèce cible sur la réussite de capture de l'espèce cible. C'est ainsi que les métiers ciblant les crustacés ou déployant un chalut pélagique semblent obtenir un taux de réussite de capture de l'espèce cible plus élevé que ceux qui ciblent la sole commune ou qui mettent en œuvre un chalut de fond.

Abstract

The marine ecosystem offers many resources but is also under the influence of the anthropogenic activities, including fisheries. In order to characterize of this activity, this study explores the catch success of target species for several métiers. Thanks to Obsmer data, this exploratory work focuses on the Channel and on the twelve most usual métiers. This study works on a yearly and seasonal basis on the total catch composition (which species are mainly important in the total catch, what is the discard part for these species) of different métiers. Moreover, it explores the influence of two main factors: the fishing gear and the target species. It is found that, the métiers that focus target crustaceans, or deploy pelagic trawls have better catch success of target species than the ones that target the common sole or use demersal trawls.

Sommaire

I-	INTRODUCTION	1
1.	Contexte	1
2.	Présentation d'Obsmer	1
3.	Présentation des pêcheries de Manche	2
II-	METHODES	3
1.	Sélection des données	3
2.	La sélection des métiers	4
3.	Composition des captures par métier	6
4.	Etude de la variabilité et des facteurs qui l'influencent	6
III-	RESULTATS	8
1.	Composition des captures par métier	8
2.	Etude de la variabilité et des facteurs qui l'influencent	10
1-	Variabilité technique	12
2-	Variabilité temporelle et spatiale	14
IV-	DISCUSSION	16
1.	Quelle réussite de capture ?	16
2.	Etude de la composition des captures	17
3.	Etude des facteurs de variabilité	18
1-	Variabilité technique	18
2-	Variabilité spatiale et temporelle	18
4.	Conclusions et perspectives	19
	BIILIOGRAPHIE	20

REMERCIEMENTS

Je remercie le centre Ifremer de Nantes de m'avoir accueilli pendant mes deux mois de stage.

Je voudrais tout d'abord exprimer mes sincères remerciements à ma tutrice de stage Marie-Joëlle Rochet, pour la confiance témoignée en m'accordant la possibilité d'effectuer ce stage. J'ai énormément apprécié travailler en sa compagnie, d'avoir pu bénéficier de son temps et de ses nombreux conseils.

Je tiens également à remercier Laurence Fauconnet, doctorante et co-encadrante de ce projet, pour la disponibilité qu'elle m'a accordée, pour les conseils toujours pertinents et pour le temps consacré à m'aider.

Je remercie aussi l'unité Ecologie et Modèles pour l'Environnement de l'IFREMER, pour son accueil chaleureux, mon intégration dans leur équipe, leur intérêt porté à notre projet. J'adresse aussi mes remerciements aux personnes ayant contribué au projet Obsmer et qui m'ont permis d'avoir un jeu de données très intéressant et conséquent.

Enfin je remercie le logiciel de statistique R avec qui j'ai passé de si bon moments...

I- INTRODUCTION

1. Contexte

L'océan est un écosystème soumis à de nombreuses influences notamment anthropiques. La pêche représente un facteur prépondérant sur le maintien de cet écosystème. En effet, la pêche impacte les ressources vivantes et l'écosystème entier. Aujourd'hui, la pêche européenne subit un remaniement de grande ampleur, dans le but d'être de plus en plus durable. L'une des mesures phares du remaniement de la pêche européenne est la nouvelle réglementation mettant fin à la surpêche et interdisant les rejets, prévus pour 2015 (4). Les pêcheurs auront obligation de débarquer et d'enregistrer toutes les prises capturées. Cette nouvelle politique est envisageable puisque des essais au Royaume-Uni, ont montré qu'il était possible de diminuer considérablement les rejets de stocks importants. Par exemple, la pêche au chalut à perche de la sole commune est passée d'un taux de rejet initial de 28% à un taux de rejet de seulement 0,1% (4). Pour une gestion à long terme et une réduction des taux de rejets, la pêche, l'évaluation des ressources et notamment les métiers de pêche doivent être mieux connus. De nombreuses questions concernant les navires de pêche et leurs activités se sont posées et notamment « A quel point les pêcheurs sont efficaces dans la capture de leur espèce-cible ? »

2. Présentation d'Obsmer

Obsmer ou programme français d'observation à bord des navires de pêche professionnelle est le résultat d'une collaboration entre pêcheurs et scientifiques. Celle-ci est basée sur le volontariat des pêcheurs. Ce programme, fondé en 2003, concerne l'ensemble des façades maritimes françaises ainsi que l'ensemble des espèces de poissons et d'invertébrés commerciaux. Il est fondé sur un partenariat entre trois acteurs principaux : la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA), l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER) et le Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins (CNPMM) (Cornou et al., 2013). Ce programme a pour objectif d'observer les interactions entre l'écosystème marin et les activités de pêche, ainsi que d'estimer la quantité que représentent les rejets (1), (Cornou et al., 2013). En effet, il permet de collecter des informations sur les captures à bord du navire de pêche professionnelle. Les captures sont observées dans leur totalité, c'est à dire les débarquements comme les rejets. Les rejets représentent la partie de la capture qui est rejetée à la mer car le pêcheur ne souhaite ou ne peut pas la vendre. Certains individus ne peuvent pas être vendus car ils n'atteignent pas la taille minimale, ne sont pas de bonne qualité ou car le quota pour cette espèce est déjà atteint (Fauconnet et al., 2011).

A bord l'observateur identifie, pèse et mesure les espèces capturées (uniquement les espèces de poissons et d'invertébrés commerciaux). Cependant toutes les marées ne peuvent pas être

observées. Un plan d'échantillonnage a été mis en place afin d'obtenir la meilleure couverture possible (Fauconnet et al., 2011). Le jeu de données Obsmer comprend différentes catégories d'informations. Les caractéristiques propres au métier, c'est à dire l'engin de pêche, la zone de capture, la marée et sa durée, et l'opération de pêche, sont à notre disposition. La composition de la capture : le poids total pour chaque espèce, le nombre d'individus par espèce sont des données qui nous sont rendus disponibles. Pour de nombreuses opérations de pêche nous savons si l'individu est débarqué ou rejeté. Les captures accidentelles, c'est-à-dire les mammifères et les oiseaux marins sont également à notre disposition (1).

Nous avons choisi de travailler avec les données Obsmer car ce programme permet d'avoir une information sur l'intention de pêche de chaque opération de pêche. En effet, le pêcheur explique à l'observateur, quelle est l'espèce qu'il cherche à priori à capturer. Cette information déclarative peut être comparée avec le résultat de la capture totale. De plus, Obsmer permet de connaître la fraction débarquée ainsi que la fraction rejetée de la capture et de pouvoir ainsi travailler sur la capture totale. Ce type de données est encouragé pour l'étude des captures totales et pour la définition des métiers (Marchal et al., 2008).

3. Présentation des pêcheries de Manche

Notre zone d'étude est la Manche, bras de mer situé entre la France et l'Angleterre. La Manche est découpée en deux zones principales, par le conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM). Ces deux zones administratives sont la division CIEM 7d pour la Manche Est et la division CIEM 7e pour la Manche Ouest (3). La Manche possède aujourd'hui des pêcheries diversifiées. De nombreux engins dont une majorité de filets (24% des navires français pêchant en Manche), mais aussi casiers, chaluts démersaux à panneaux ou chaluts pélagiques, dragues, palangres... y sont déployés (Cornou et al., 2013 ; (2)). Les pêcheries de la Manche se concentrent ainsi sur plusieurs pays, et engins mais aussi espèces (Ulrich et al., 2002) . Les espèces commerciales les plus abondantes sont la sole commune, la plie commune, la morue d'Atlantique, le merlan, la seiche commune, le tacaud commun, la coquille saint Jacques et divers crustacés comme le tourteau, et l'araignée de mer (Tétard et al., 1995 ; Marchal., 1996 ; Cornou et al., 2013). En terme de valeur, les espèces les plus importantes en Manche sont : la baudroie, le calmar, le homard européen, la sole commune, le bar commun, le buccin, la coquille saint Jacques, la seiche commune et le tourteau (2)

4. Problématique de l'étude

Le but de cette étude est ainsi d'essayer de répondre à la question suivante : **A quel point les métiers de la Manche capturent-ils leur espèce cible ?** Tout d'abord, précisons ce que signifie

dans ce contexte le terme de métier. Il s'agit de la combinaison d'un engin de pêche, d'une espèce ciblée, et d'une zone (Laurec et al., 1991), dans cette étude il s'agit de la zone Manche (divisions CIEM 7d et 7e). Ensuite, il est ici entendu par espèce cible : l'espèce que le pêcheur cherche à capturer. Enfin, par capture, il est qualifié la capture totale, c'est à dire les débarquements et les rejets.

Afin de mieux comprendre la réussite de la capture de l'espèce cible chez les différents métiers, un travail exploratoire a été mené. La méthode utilisée est présentée, suivie des résultats obtenus lors de son application. Enfin des pistes de réflexion sont proposées pour explorer les paramètres influant sur la réussite de capture de l'espèce cible.

II- METHODES

1. Sélection des données

Les données sont traitées avec le logiciel de statistique R (R Core Team, 2013), et les packages Ade4, COSTcore, COSTdbe et COSTeda.

Dans un premier temps, les données exhaustives en termes de capture et d'espèces sont sélectionnées. C'est-à-dire que les opérations de pêche échantillonnées, où l'observateur observe les débarquements et les rejets de toutes les espèces sont choisies. En effet, l'observateur ne peut fournir ce travail pour chaque opération de pêche d'une marée. Pour les opérations de pêches non échantillonnées, seuls les débarquements sont observés. Les espèces échantillonnées sont les poissons et les invertébrés commerciaux.

Les mammifères marins ne sont pas représentatifs des captures, car leur prise reste un évènement exceptionnel. De plus par leur poids très important, ils influencent très vite notre étude basée sur des données de captures en poids. C'est pourquoi les mammifères marins sont éliminés du jeu de données.

Les métiers concernant le homard sont uniformisés. Certains métiers ont comme espèce cible le « homard (divers) » et d'autres ont le « homard européen ». Etant donné la zone de notre étude, ces différents métiers sont regroupés sous le nom de homard européen. Ensuite, les métiers concernant les casiers (FPO) ciblent soit du homard soit divers crustacés y compris le homard. Ils sont donc regroupés sous le nom de FPO Araignées de mer, Tourteaux, Homards. Cette uniformisation permet la comparaison avec les filets maillants calés (GNS) qui ciblent également ces crustacés. Certaines espèces sont également uniformisées, notamment les calmars et baudroies qui sont difficiles à identifier jusqu'à l'espèce. C'est pourquoi, il y a dans les données différents termes pour catégoriser ces espèces, allant du genre à l'espèce. Ces données sont hétérogènes. Pour l'étude des compositions des captures, il est préférable d'avoir la même dénomination des

différentes espèces dans les métiers. Ainsi les espèces de baudroies *Lophius piscatorius* et *Lophius budegassa* sont regroupées sous le genre *Lophius*, et les espèces de calmars *Loligo vulgaris* et *Loligo forbesii* sont regroupées sous le genre *Loligo*.

2. La sélection des métiers

Les données Obsmer concernant la Manche regroupent plus d'une centaine de métiers, sur la période 2003-2013. Tout d'abord, afin d'avoir une vision d'ensemble du jeu de données, le nombre total d'opérations de pêche de chaque métier est calculé sur l'ensemble de la période. Puis, pour connaître leur répartition annuelle et trimestrielle, l'occurrence des différents métiers année par année ainsi que trimestre par trimestre est considérée. Le nombre d'opérations de pêche des différents métiers dans deux zones de la Manche est également comptabilisé, afin de savoir si la répartition est uniforme entre les deux zones.

Ensuite, grâce au travail précédent et afin de permettre une analyse détaillée de la capture des métiers, les plus importants sont sélectionnés. Les douze métiers suivants ont été retenus, en fonction de leur occurrence sur la totalité des observations ainsi que leur répartition sur les années (Tableau 1). Ces métiers permettent d'étudier huit espèces cibles différentes et six engins différents.

Tableau 1 : Tableau identifiant les douze métiers sélectionnés, leur occurrence en nombre d'opérations de pêche observées (de 2003 à 2013) et le nombre d'années où ils ont été observés.

Engin	Espèce-cible	Occurrence du métier	Nombre d'années contenant le métier
Trémailleurs (GTR)	Soles	1260	11
Chalutiers-boeufs pélagiques (PTM)	Bar commun	465	8
Trémailleurs (GTR)	Baudroies	435	10
Chalutiers de fond à panneaux (OTB)	Soles	393	11
Chalutiers de fond à panneaux (OTB)	Seiches, sépioles	317	11
Chalutiers de fond à panneaux (OTB)	Merlan	316	9
Nasses et pièges (FPO)	Araignées de mer, Tourteaux, Homards	297	5
Filets maillant calés (GNS)	Araignées de mer, Tourteaux, Homards	269	8
Chalutiers de fond à panneaux (OTB)	Calmars, Encornets	243	10
Chalutiers de fond à panneaux (OTB)	Maquereaux (divers)	140	11
Palangres calées ou semi-flottantes (LLS)	Bar commun	136	3
Filets maillant calés (GNS)	Baudroies	118	7

D'autres métiers possèdent une occurrence importante sur la totalité des années mais ils n'ont pas été retenus. C'est le cas des métiers OTB Poissons (741 opérations de pêche), DRB Coquilles St Jacques (137 opérations de pêche) et GNS Rougets (divers) (126 opérations de pêche). Le métier OTB Poissons encadre un très large choix d'espèces, il ne permet pas de déterminer précisément l'espèce cible. Cette information, est trop générale pour ensuite pouvoir comparer l'information déclarative du pêcheur avec la composition de la capture totale. Les métiers DRB Coquilles St Jacques et GNS Rougets (divers) possèdent une occurrence totale moins importante ainsi qu'une répartition encadrant peu d'années (respectivement 4 et 6 années). Les métiers LLS Bar commun et GNS Baudroies (divers), ont une occurrence totale plus faible mais permettent de comparer deux engins différents visant la même espèce cible. En effet, la baudroie (*Lophius sp.*) est capturée par les trémails (GTR) et les filets maillants calés (GNS). Le bar commun (*Dicentrarchus labrax*) est capturé par les chaluts-bœufs pélagiques (PTM) et les palangres calées ou semi-flottantes (LLS).

Les positions des différentes opérations de pêche observées pour les métiers sélectionnés sont représentées sur les cartes ci-dessous. La première carte recense les six engins sélectionnés (fig1). L'espace maritime de la Manche possède une bonne couverture par ces engins de pêche.

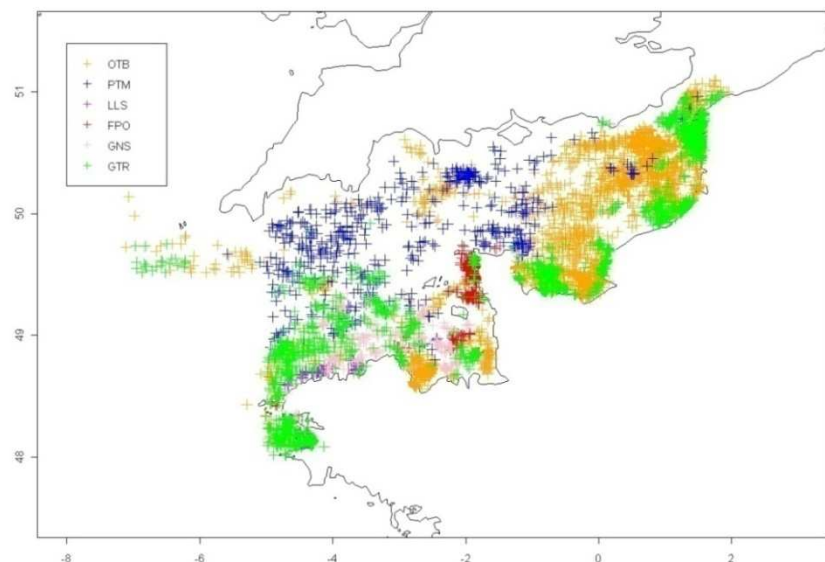
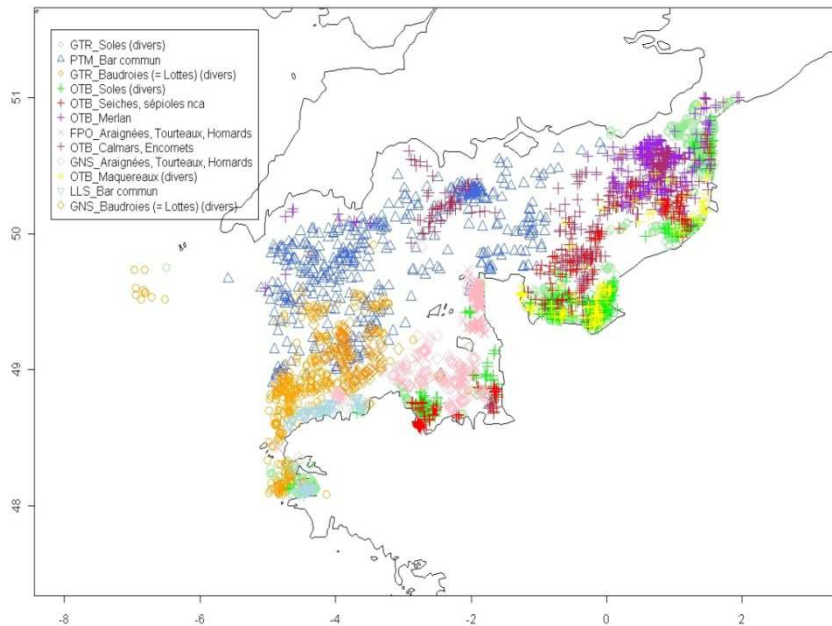


Figure 1 : carte représentant la distribution des opérations de pêche observées pour les différents engins sélectionnés dans la Manche.

Certains engins comme les trémails (GTR) et les chaluts de fond à panneaux (OTB) sont très présents sur l'ensemble de la zone. D'autres comme les palangres (LLS) ou les nasses et pièges (FPO) sont très localisés. La deuxième carte recense les mêmes engins associés à leur espèce cible (fig2), la distribution des espèces est très localisée.

Figure 2 : carte représentant la distribution des opérations de pêche observées pour les différents métiers. Le figuré caractérise l'engin, la couleur caractérise l'espèce.



3. Composition des captures par métier

Un secteur représentant la composition de la capture totale par métier et par année a été réalisé pour avoir une visualisation claire de la capture

totale, et de l'importance de certaines espèces. Pour ce faire, les opérations de pêche sont regroupées par métier et par année. Les poids des espèces de chaque opération de pêche sont additionnés. Les espèces sélectionnées sont les espèces ayant un poids en pourcentage représentant plus de 5% de la capture totale par groupe métier-année. Les espèces n'atteignant pas ce seuil sont regroupées dans la catégorie « autre ».

La fraction débarquée et la fraction rejetée des espèces sélectionnées sont représentées. Ce graphique permet de visualiser l'importance de la fraction rejetée des espèces importantes de la capture totale. Chaque graphique est réalisé par groupe métier-année. Les espèces retenues sont les dix espèces ayant un poids plus important dans la capture totale. Le même travail a été réalisé en regroupant par métier toutes les opérations de pêches observées, toutes années confondues.

Un graphique représentant l'évolution temporelle de la composition de capture des métiers au fil des ans, ainsi qu'un au fil des saisons est produit. Ce graphique permet de visualiser les variations temporelles des captures totales ainsi que les tendances globales. Les espèces sélectionnées sont l'espèce cible du métier ainsi que les trois espèces ayant un poids plus important dans la capture totale du métier.

4. Etude de la variabilité et des facteurs qui l'influencent

Afin de déterminer la distribution des pourcentages d'espèce cible dans la capture totale, une boîte à moustache est réalisée. Celle-ci permet de mettre en évidence et de manière simple, cette distribution grâce à la médiane, la boîte allant du premier quartile (0.25) au troisième quartile (0.75) ainsi que les « moustaches » qui s'étendent jusqu'à la valeur distante d'au maximum 1.5 fois la distance interquartile. Ces boîtes à moustache représentent la distribution du pourcentage de l'espèce cible dans la capture pour les douze différents métiers..

Dans le but de comparer les opérations de pêche une liste d'espèces principales sur lesquelles mener notre étude est établie. Cette liste a été élaborée en sélectionnant, dans un premier temps pour chaque métier, les espèces représentant au minimum 5% du poids de la capture totale. Dans un second temps, parmi cette liste d'espèce, les espèces présentes dans au moins trois opérations de pêche par métier sont retenues. Enfin, les listes d'espèces des douze métiers sont réunies, ce qui aboutit à une liste de vingt espèces.

Afin d'observer la composition des captures des différentes opérations de pêche, le pourcentage du poids de chacune des vingt espèces dans la capture totale de chaque opération de pêche est déterminé.

Chaque opération de pêche est ensuite qualifiée par différentes variables : le numéro de marée et de station pour identifier l'opération de pêche, l'année et le trimestre pour la dater, la division et le rectangle CIEM pour la situer. Chaque opération de pêche est également décrite par le métier, l'engin et l'espèce cible qui lui correspond.

Enfin, le pourcentage du poids de l'espèce cible dans la capture totale est calculé pour chaque opération de pêche.

Une analyse en composantes principales a été réalisée afin de représenter graphiquement les pourcentages en poids des vingt espèces sélectionnées auparavant et de l'espèce cible de chaque opération de pêche. Cette analyse permet de mettre en évidence les espèces qui sont souvent associées dans les captures des métiers sélectionnés. Les groupes formés dans l'analyse en composantes principales sont ensuite corrélés graphiquement aux variables qualitatives (années, trimestres, zones, rectangles CIEM, engins de pêche, espèces cible et métiers).

Dans le but de visualiser graphiquement les distributions du pourcentage d'espèces cible dans la capture totale selon les modalités des variables qualitatives, des boîtes à moustaches ont été réalisés. Afin de déterminer si les différences observées dans ces boîtes à moustaches ont une influence significative sur la réussite de capture de l'espèce cible un test de Kruskal-Wallis est effectué. Celui-ci, s'applique sur des données non normales et permet de tester si les modalités des variables ont une influence sur la capture de l'espèce cible. Les différentes boîtes à moustaches et tests de Kruskal-Wallis ont été réalisés sur des sous jeux de données équilibrés. Ceux-ci correspondent à des sélections dans le jeu de données initial où chaque modalité d'une variable qualitative est représentée. Ainsi la sélection sur la zone comporte six métiers présents sur les deux zones de la Manche sur les douze choisis initialement. Pour la variable trimestre, une sélection a également été effectuée afin de garder les neuf métiers observés sur les quatre trimestres. Enfin pour la variable année, la sélection a permis d'obtenir quatre métiers présents pendant les onze années d'observation.

III- RESULTATS

1. Composition des captures par métier

Tableau 2 : Tableau représentant les détails explicatifs des compositions de capture des douze métiers sélectionnés.

A : Proportion de l'espèce dans la capture totale (%),

B : Fraction rejetée de l'espèce (%).

Les pourcentages présentés dans le tableau ci-dessus sont des moyennes réalisées sur toutes les années observées. Les espèces accompagnatrices sont les espèces ayant un pourcentage supérieur à 5% dans la capture totale.

Engin	Espèce cible		Espèces accompagnatrices		% d'espèces « autres »	Variations temporelles	Commentaires			
	Nom commun	A	B	Nom commun				A	B	
Filets maillants calés (GNS)	Araignée de mer	96	10		3,9	Très stable, prédominance de l'espèce cible				
	Tourteau	5	40							
	Homard européen	0	0							
Nasses et pièges (FPO)*	Araignée de mer	24	40		5	Variable, Prédominance de l'espèce cible				
	Tourteau	50	60							
	Homard européen	21	20							
Chaluts-bœufs pélagiques (PTM) *	Bar commun	84	1	Dorade grise	16	Stable, prédominance de l'espèce cible	Présence d'espèces accompagnatrices quand le bar représente moins de 75%			
				Maquereau commun				2	55	0
				Requins						
Chalut de fond à panneaux (OTB)	Maquereau commun	62	2	Merlan	23	Très variable, prédominance de l'espèce cible	Espèces accompagnatrices composées de petits pélagiques et espèces démersales			
				Hareng				9	90	80
				Sardine						
Filets maillants calés (GNS)	Baudroies	59	5	Tourteau	13	Variable, prédominance de l'espèce cible				
				Araignée de mer				21	40	7

Palangres calées ou semi-flottantes (LLS)	Bar commun	53	2	Petite roussette Lieu jaune	17 8	50 5	22	Variable, prédominance de l'espèce cible	
Trémails (GTR)	Baudroies	45	10	Tourteau Araignée de mer	22 13	30 25	20	Très variable, prédominance de l'espèce cible	
Chalut de fond à panneaux (OTB) *	Merlan	42	30	Chincharde commun Maquereau commun Morue de l'Atlantique Tacaud commun Limande commun	12 10 9 7 7	80 20 85 55 75	13	Très variable, prédominance de l'espèce cible	
Chalut de fond à panneaux (OTB)	Seiche commune	32	2	Tacaud commun Araignée de mer Grondin rouge Petite roussette	9 8 7 6	30 90 20 30	38	Très variable, importance de l'espèce cible	Loligo : autre céphalopode, peu présente dans la capture mais très peu rejeté (2%)
Trémails (GTR)	Sole commune	31	2	Plie commune Araignée de mer Petite roussette Tourteau Limande commune	13 12 8 6 5	25 80 15 50 80	23	Très variable, espèce cible pas toujours prédominante	
Chalut de fond à panneaux (OTB)	Calmars, Encornets	16	1	Merlan Tacaud commun Grondin rouge Petite roussette	15 10 7 6	15 35 25 30	46	Très variable, espèce cible pas toujours prédominante	
Chalut de fond à panneaux (OTB) *	Sole commune	11	30	Plie commune Limande commune Araignée de mer Pétoncle blanc Turbot	15 9 9 8 5	50 80 90 95 90	43	Très variable, espèce cible peu dominante	

*Ces résultats sont visibles sous forme de figures en annexe.

2. Etude de la variabilité et des facteurs qui l'influencent

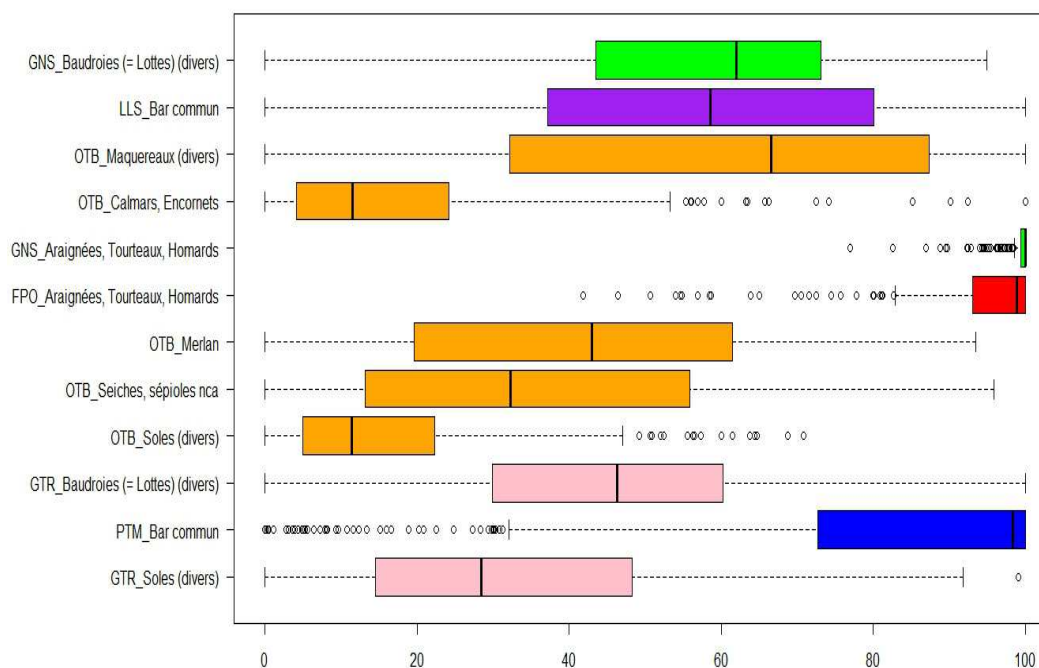


Figure 3 : Proportion du poids de l'espèce cible dans la capture totale (en pourcentage), pour les douze métiers sélectionnés. Chaque couleur représente un engin.

Une variation de l'importance du poids de l'espèce cible dans la capture totale selon les différents métiers est observée (fig 3). Le métier PTM Bar et les métiers ayant pour espèce cible les crustacés, semblent capturer essentiellement leur espèce cible. En effet, pour ces trois métiers, la médiane du poids de l'espèce cible représente plus de 95% de la capture totale. D'autres métiers comme OTB Calmars, encornets ou OTB Soles, semblent être moins précis avec une médiane proche des 10%.

Des variations au sein de métiers possédant le même engin de capture mais une espèce cible différente sont également observées. C'est le cas pour le chalut de fond (OTB) pour lequel la médiane du poids de capture de l'espèce cible s'étend de 10% pour le calmar (*Loligo sp.*) jusqu'à plus de 60% pour le maquereau commun (*Scomber scombrus*). Des variations entre des métiers ayant la même espèce cible mais des engins différents sont aussi identifiables. En effet, pour les métiers ayant comme espèce cible le bar commun, la médiane du poids du pourcentage de l'espèce cible représente plus de 90% de la capture totale avec le chalut pélagique (PTM) et environ 60% avec les palangres (LLS).

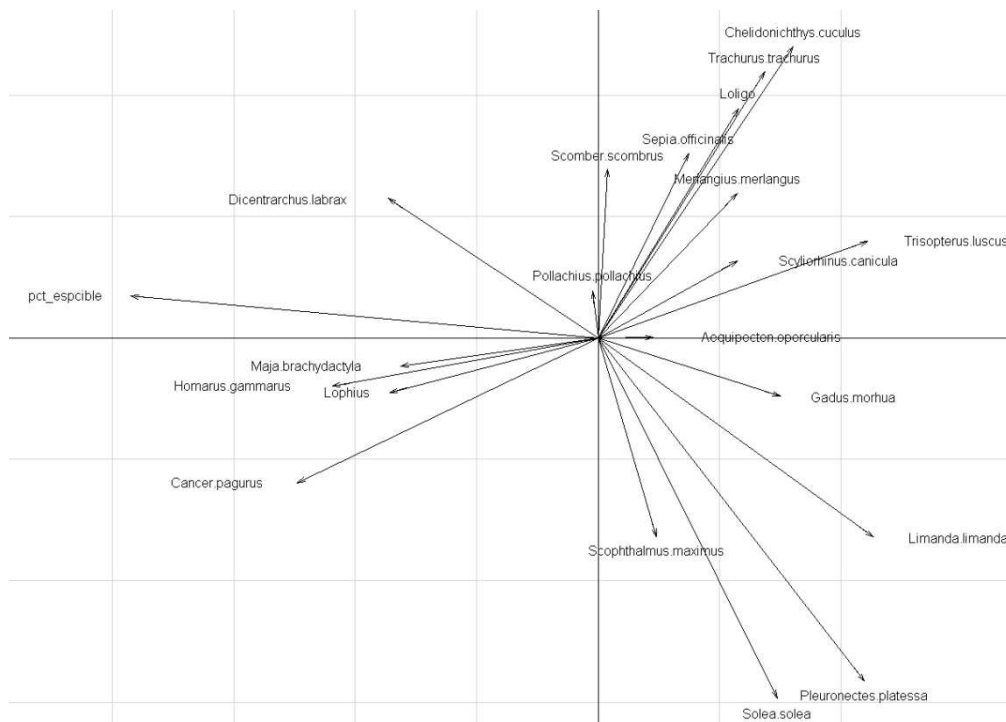
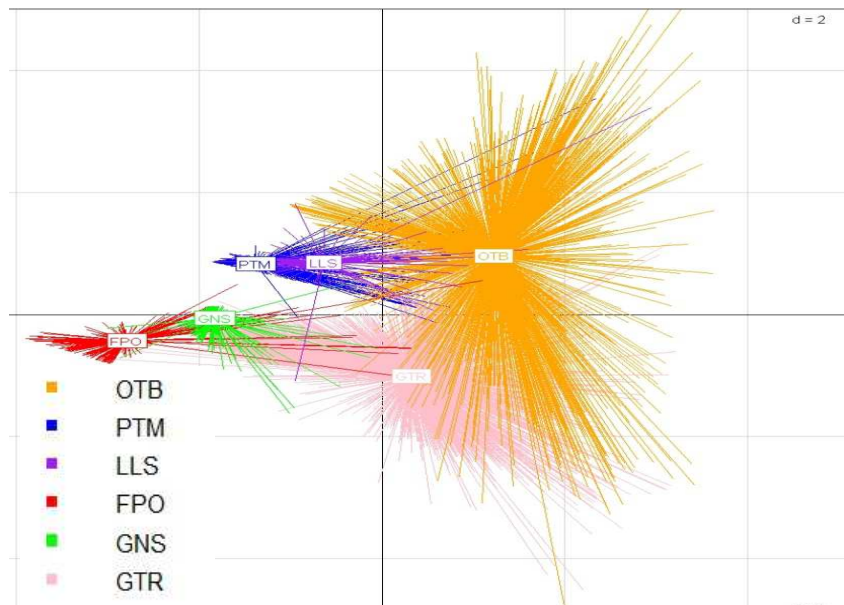


Figure 4 : Analyse en composantes principales de la composition de la capture totale.

D'après l'analyse en composantes principales, réalisée sur la composition de la capture des 12 métiers (fig 4) trois groupes se détachent : les crustacés, les poissons vivant sur le fond et un troisième groupe composé de poissons pélagiques, poissons démersaux et céphalopodes. Le groupe des crustacés regroupe trois espèces : le tourteau (*Cancer pagurus*), l'araignée de mer (*Maja brachydactyla*), et le homard (*Homarus gammarus*). Cependant, est associée à ce groupe la baudroie. Le groupe des espèces vivant sur le fond est composé de quatre espèces : la plie commune (*Pleuronectes platessa*), la sole commune (*Solea solea*), la limande commune (*Limanda limanda*) et le turbot (*Scophthalmus maximus*). Le troisième groupement forme un ensemble moins distinct. De petits pélagiques, dont le maquereau commun, et le chinchard commun (*Trachurus trachurus*), des espèces démersales dont le merlan (*Merlangius merlangus*) et le grondin rouge (*Chelidonichthys cuculus*) y sont présents. Ce groupe est également composé des céphalopodes : le calmar et la seiche commune (*Sepia officinalis*). Le bar commun semble séparé des autres espèces.

Après avoir constaté ces associations d'espèces dans les captures, la question des variables ayant la plus forte influence sur cette répartition se pose. L'engin et l'espèce cible ont une influence sur cette répartition (fig 5 et 6). En effet, chaque engin possède un centre de gravité bien distinct des autres et il en est de même pour les espèces cibles. Les crustacés sont ciblés par deux engins : les casiers (FPO) et les filets maillants calés (GNS), dont les captures sont prédominées par leurs espèces cibles. La position des ces engins dans le starplot confirme leur regroupement observé dans l'ACP.

Il en est de même pour le bar, capturé par les chaluts-bœufs pélagiques (PTM) et les palangres (LLS), ou encore la sole commune capturée par les chaluts de fond à panneaux (OTB) ou les trémails (GTR). Les chaluts capturent simultanément différentes espèces comme les céphalopodes, le merlan ou le



maquereau commun, ce qui explique leur rapprochement dans l'analyse en composante principale.

Figure 5 : Starplot représentant les différents engins sélectionnés.

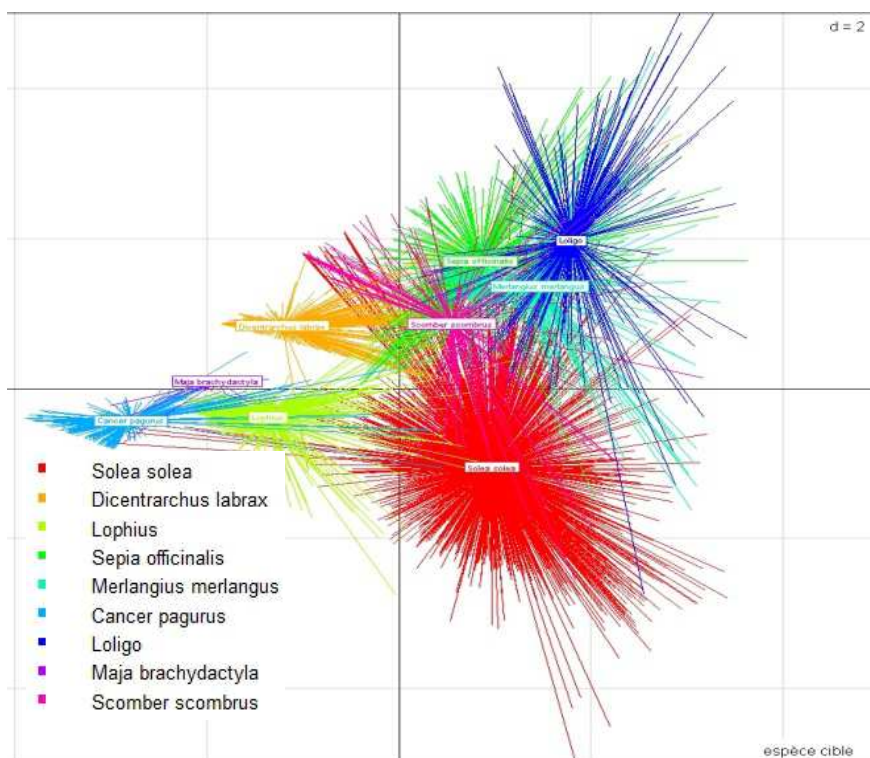


Figure 6 : Starplot représentant les différentes espèces cibles.

1- Variabilité technique

L'effet de l'espèce cible ou de l'engin sur la composition des captures et notamment sur la capture de l'espèce cible est testé. Pour ce faire, des sous jeu de données sont créés, ils sont composés d'un engin ayant plusieurs espèces cibles ou bien d'une espèce cible capturée par plusieurs engins.

La différence de capture par un trémail (GTR) entre la baudroie et la sole commune, est observable (fig 7). En effet, la médiane a une position non identique entre les deux espèces. La médiane de la baudroie est située à hauteur de 45% alors que celle de la sole commune est située à hauteur de 25%. Le chalut de fond (OTB) est représenté par cinq espèces différentes que sont le calmar, le merlan, le maquereau commun, la seiche commune et la sole commune (fig 8). Pour chacune de ces espèces, la distribution est différente.

De plus, des variations importantes de la médiane pour les engins trémaux et filets maillants calés sont également observés. Pour le filet maillant calé, les crustacés et la baudroie ont respectivement des médianes de 100% et 65%.

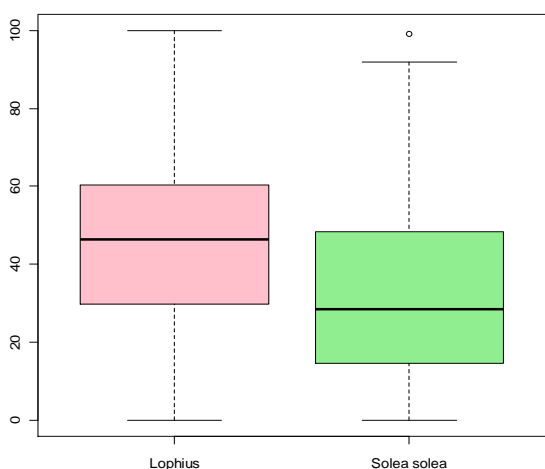


Figure 7 : Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des espèces dans un sous jeu de données contenant uniquement l'engin trémail.

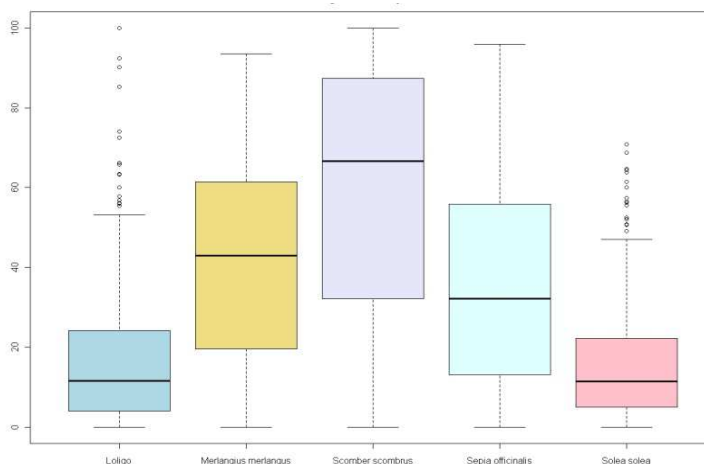


Figure 8 : Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des espèces dans un sous jeu de données contenant uniquement l'engin chalut de fond à panneaux.

La différence de réussite de capture du bar commun entre les chaluts pélagiques (PTM) et les palangres (LLS) est visible (fig 9). La médiane du chalut pélagique est très proche du 100% alors que celle de la palangre est à un peu plus de 50%. Une différence de position de la médiane entre le trémail (GTR) et le chalut de fond à panneaux (OTB) capturant la sole commune est observée (fig 10). La position respective des médianes est 30% et 15%. Une différence entre la position de la médiane du trémail (GTR : 45%) et celle du filet maillant calé (GNS : 60%) pour la capture de la baudroie est également observée. Enfin, une faible différence entre la position de la médiane des casiers (FPO : 98%) et celle du filet maillant calé (GNS : 100%) capturant les crustacés (fig 11), mais la variabilité est bien plus importante pour les casiers que pour les filets maillants.

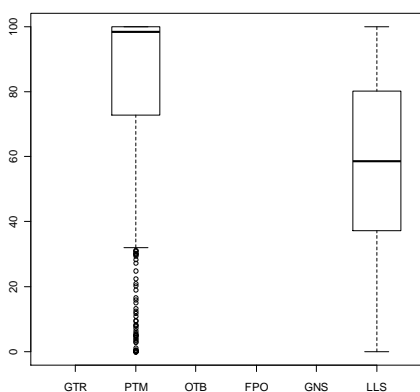


Figure 9 : Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des engins dans un sous jeu de données contenant uniquement l'espèce bar commun.

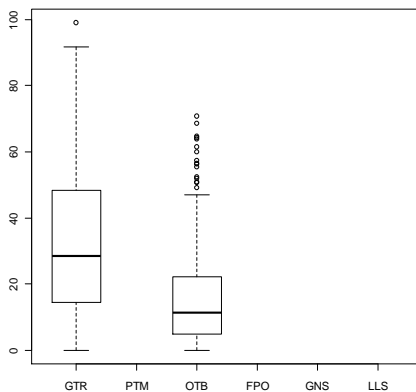


Figure 10 : Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des engins dans un sous jeu de données contenant uniquement l'espèce sole commune.

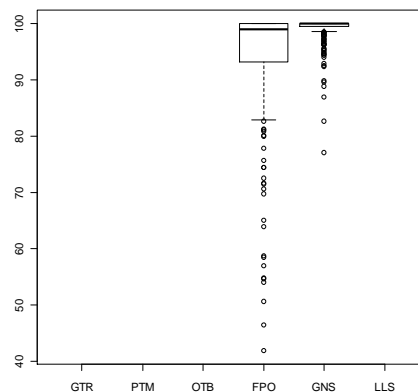


Figure 11 : Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des engins dans un sous jeu de données contenant les espèces de crustacés.

Afin de vérifier si les différences observées sont significatives, les variables espèce cible et engin sont testées. Pour chaque sous jeu de données, l'hypothèse nulle est rejetée (tableau 3). Ainsi, la réussite de capture de l'espèce cible est différente selon l'espèce cible et l'engin de pêche choisi.

Tableau 3 : Tableau présentant les résultats pour le test de Kruskal Wallis effectué sur un sous jeu de données équilibré pour un engin capturant plusieurs espèces cibles et pour une espèce cible capturée par plusieurs engins.

	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
GTR	119.3684	< 2.2e-16
OTB	333.5156	< 2.2e-16
GNS	263.0889	< 2.2e-16
Bar commun	84.1397	< 2.2e-16
Sole commune	199.3577	< 2.2e-16
Baudroie	35.1686	< 3.024e-09
Crustacé	67.8155	< 2.2e-16

2- Variabilité temporelle et spatiale

Dans un premier temps, il est possible, de visualiser graphiquement les distributions du pourcentage d'espèces cibles dans la capture totale selon certaines modalités, au moyen de boîtes à moustaches. En effet, une grande variabilité de distributions selon les années est visible (fig 12), ainsi qu'une différence de distributions entre les deux zones de la Manche (fig 13). La différence de position de la médiane ne semble pas être très importantes, mais précisons qu'il s'agit d'une sélection de données contenant plus de 2900 opérations de pêche.

Enfin, d'après la boîte à moustaches représentant la distribution du pourcentage de l'espèce cible dans la capture totale selon les modalités de la variable trimestre (fig 14), il semblerait que le trimestre 1 se détache nettement des autres trimestres.

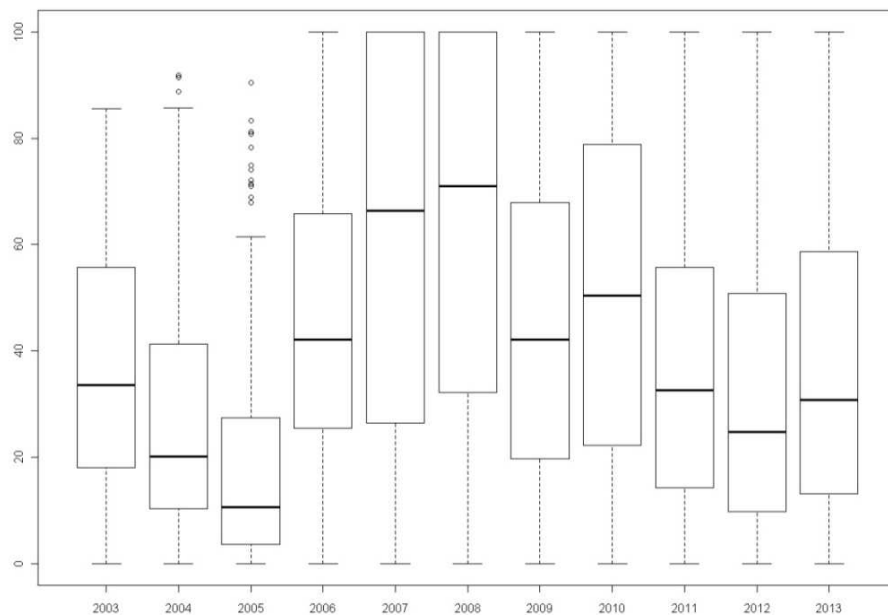


Figure 12: Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des années dans un sous jeu de données équilibré.

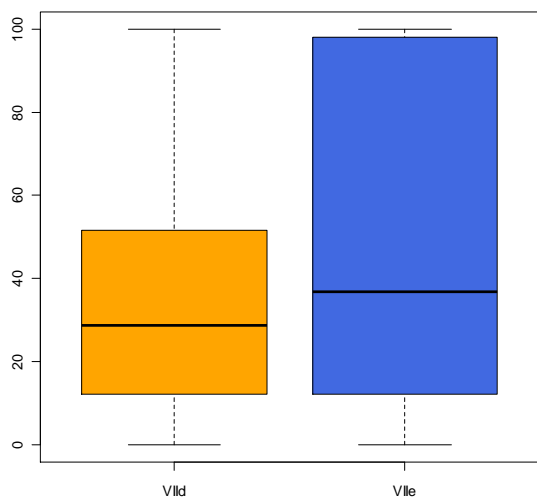


Figure 13 : Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des zones dans un sous jeu de données équilibré.

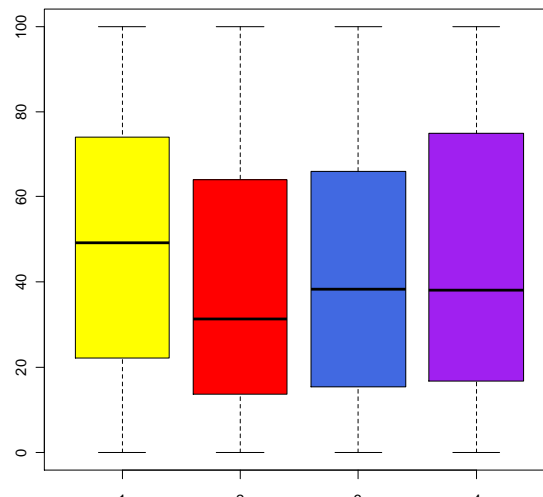


Figure 14 : Distribution de la proportion de l'espèce cible en fonction des trimestres dans un sous jeu de données équilibré.

Dans un second temps, afin de vérifier si les différences observées graphiquement sont significatives, chaque variable est testée par un test de Kruskal-Wallis (tableau 4). Les variables zone, trimestre et année sont testées individuellement dans leur sélection équilibrée. La variable rectangle CIEM est testée, sur une sélection contenant huit métiers présents dans plus de dix modalités. L'hypothèse nulle est que les modalités des variables n'ont pas d'influence sur la réussite de la capture de l'espèce cible. En d'autres termes, les pourcentages d'espèce cible dans la capture entre différentes opérations de pêche avec différentes modalités sont identiques.

Pour les quatre variables, l'hypothèse nulle est rejetée ($p\text{-value} < 0.01$; tableau 4). Ainsi, il semblerait que la zone, le trimestre, l'année et le rectangle CIEM aient une influence significative sur la réussite de capture de l'espèce cible.

Tableau 4: Tableau présentant les résultats pour le test de Kruskal Wallis effectué sur les variables année, trimestre, zone et rectangle CIEM.

	Kruskal-Wallis chi-squared	p-value
Année	109.0566	< 2.2e-16
Trimestre	38.8047	<1.909e-08
Zone	61.9531	<3.517e-15
Rectangle	913.207	< 2.2e-16

Afin d'étudier l'importance de la sélection réalisée auparavant, les variables ont également été testées d'après des sélections sur les trimestres et années légèrement déséquilibrées. Ainsi, les douze métiers sont présents dans trois trimestres ou plus. Deux métiers sont absents dans le trimestre 1, et un seul métier est absent dans le trimestre 3. Une p-value value inférieure à 1% permettant de rejeter notre hypothèse de similarité entre les pourcentages d'espèces cibles est également obtenue. D'après la boîte à moustaches, il semblerait que le trimestre 1 se détache de manière plus forte des autres trimestres. Pour la variable année, la sélection contient neuf métiers présents dans plus de huit années. L'hypothèse nulle est également rejetée.

IV- DISCUSSION

Cette étude vise principalement à étudier la réussite de capture de l'espèce-cible par les pêcheurs de Manche, mais aussi sa variabilité et les principaux facteurs qui l'influencent. Pour ce faire, nous avons travaillé sur une sélection de 12 métiers, qui nous permettent d'étudier 6 engins de pêche différents et 8 espèce-cibles différentes.

1. Quelle réussite de capture ?

Sur les 12 métiers sélectionnés, le pourcentage de capture de l'espèce-cible est très variable d'un métier à l'autre. Cependant, l'espèce-cible est toujours la première espèce dans la capture en poids, sauf pour les chaluts de fond à sole où la sole commune est seconde, après la plie commune.

Les métiers qui ont le plus de réussite dans la capture de l'espèce cible sont les métiers concernant les crustacés. Les deux engins étudiés obtiennent une très bonne réussite dans la capture. Les métiers concernant l'espèce cible bar commun, ont également une très bonne réussite de capture de l'espèce cible. Cependant, selon les engins, les résultats sont différents. Le chalut pélagique obtient un pourcentage moyen de capture de l'espèce cible (83%) nettement plus important que celui des palangres (53%). D'autres métiers obtiennent un pourcentage moyen de l'espèce cible dans la capture totale très faible comme ceux concernant les céphalopodes ou encore la sole commune. Cependant des variations selon les engins de capture de la sole commune sont observées. Les trémails obtiennent un pourcentage d'espèce cible plus important (30,54%) que les

chaluts de fond (10,89%). Ces deux pourcentages sont faibles. Il semblerait ainsi que les chaluts de fonds capturant les calmars ou la sole commune soient peu sélectifs et possèdent une capture variée. L'étude de Marchal et al., 2008 a mis en évidence une plus grande sélectivité pour les chaluts pélagiques et les filets que pour les chaluts de fond. Les résultats de notre étude semble apporter une plus grande importance à l'espèce cible. En effet, le chalut de fond capturant le maquereau semble obtenir une plus grande réussite dans la capture de son espèce cible que les palangres ou les filets.

Les métiers ayant la plus forte réussite de capture de l'espèce cible n'ont pas d'espèces accompagnatrices ou très peu. Les métiers concernant les crustacés et le chalut pélagique associé au bar commun ne possèdent pas d'espèces accompagnatrices. Les métiers représentant l'association des filets maillants et de la baudroie ou encore des palangres et du bar commun ont seulement 2 espèces accompagnatrices. Chez les métiers ayant une faible capture de l'espèce cible, il n'y a pas de prédominance d'une autre espèce. Au contraire une capture plus diversifiée (environ quatre ou cinq espèces accompagnatrices) est observée. La capture de l'espèce cible est ainsi variable mais prédominante, alors que mais les espèces accompagnatrices sont très diverses (Ulrich et al., 2004).

2. Etude de la composition des captures

L'analyse en composante principale (ACP) est une des bases de la modélisation et permet une meilleure compréhension des pêcheries (Biseau et al., 1988). Les différents groupements, observés dans cette ACP, correspondent aux rapprochements faits dans la composition des captures. Ces groupements correspondent généralement à une espèce cible et ses espèces accompagnatrices. Ainsi les crustacés sont regroupés entre eux car ils représentent les diverses espèces cibles des métiers concernant les crustacés. Ils sont également associés à la baudroie car ils représentent des espèces accompagnatrices de cette espèce. Les poissons plats forment un groupe distinct puisqu'ils sont les espèces accompagnatrices de la sole commune et seulement de cette espèce. Les espèces cibles : merlan, maquereau et seiche ont des espèces accompagnatrices en commun comme le chinchard et le grondin. C'est pourquoi ces espèces cibles forment un groupe plus important dans l'ACP. De plus le bar commun, n'a pas d'espèces accompagnatrices dans la capture totale. Il forme ainsi un groupe distinct des autres espèces dans cette analyse.

L'ACP nous permet de déterminer les grandes tendances de variations (Legendre et al., 1998). Il semblerait que le premier axe soit corrélé avec le pourcentage de réussite de capture de l'espèce et que le second soit corrélé avec l'habitat. En effet, en dessous de l'axe horizontal il y a les espèces vivant sur le fond, et au dessus les espèces vivant proches du fond ou en pleine eau. Malgré des longueurs de flèches de tailles différentes, aucune espèce ne sort du cercle de corrélation. Il est ainsi possible de conclure qu'aucune espèce n'est prédominante par rapport aux autres. De plus, le pourcentage des axes explicatifs est très faible (2,5 et 1,9%) (Brawn et al., 2003).

3. Etude des facteurs de variabilité

Trois types de variables: techniques, spatiales et temporelles ont été étudiés pour mieux comprendre les facteurs qui influencent cette variabilité. Grâce au test de Kruskal-Wallis, il est possible de penser que chaque variable a une influence significative sur la réussite de capture de l'espèce cible.

1- Variabilité technique

Plusieurs pistes peuvent être proposées pour expliquer la composition des captures et la réussite de capture de l'espèce cible et notamment la mise en relation de la composition des captures avec les différents métiers (Marchal., 2008). En effet, des groupes se détachent clairement sur les starplots représentant les différents engins et espèces cibles. Ces variables semblent avoir une influence importante sur la réussite de capture de l'espèce cible et sur la composition des captures. Les groupements observés sur ces starplots peuvent être corrélés avec ceux observés dans l'ACP. Ainsi, les observations réalisées sur l'ACP (groupements d'espèce cible et espèces accompagnatrices) sont influencées par la combinaison des facteurs engins et espèces cibles, c'est à dire par le métier. Ces résultats sont en accord avec l'étude de Ulrich et al., 2004. Cette étude a notamment mis en évidence l'importance de l'engin sur les groupements d'ACP dans les compositions de capture.

Les crustacés et la baudroie regroupées dans l'ACP le sont également par les facteurs espèce cible et engin. Dans les starplots, les espèces cibles crustacés et baudroie ainsi que les engins de capture casiers, filets maillants calés et trémails sont regroupés au même endroit, en superposition avec celle de l'ACP.

Le bar commun est isolé des autres espèces dans l'ACP. Les engins qui capturent cette espèce cible (chalut pélagique et palangre) forment également un groupe distincts des autres engins. De plus, la position des engins de capture dans le starplot se superpose avec la position du bar commun dans l'ACP.

Enfin la sole commune occupe une place dans l'ACP qui se superpose avec celles de ces engins de capture (chalut de fond et trémail). Cependant d'autres espèces sont capturées par ce même engin et occupe une place différente de celle de la sole commune dans l'ACP. La position particulière de la sole commune est expliquée par les espèces accompagnatrices de la sole commune qui sont exclusives à cette espèce. Le maquereau, la seiche et le calmar regroupés dans l'ACP, le sont également par les facteurs engins et espèce cible. Les positions de ces espèces cibles dans les starplots se superposent avec celles dans l'ACP.

2- Variabilité spatiale et temporelle

Les modalités spatiales et temporelles semblent avoir une influence moindre dans la composition des captures, malgré les résultats obtenus auparavant avec le test de Kruskal Wallis. En effet, Les starplots présentant les modalités des variables année, trimestre, zone et rectangle CIEM ne permettent pas d'expliquer les résultats de capture de pêche. Les différents modalités ne se distinguent pas visiblement les unes des autres.

Cependant, il existe une variabilité importante de l'importance des opérations de pêche selon les différents trimestres. En effet, le premier trimestre est représenté dans seulement un métier : le trémail capturant la sole commune. De plus, le deuxième trimestre a généralement une importance moindre comparée aux autres trimestres. Enfin, le troisième trimestre est observé de manière très importante pour plusieurs métiers, notamment ceux concernant la sole commune et le bar commun. Les variabilités temporelles et spatiales ont été mises en évidence, mais leur influence n'est pas encore clairement établie. (Pelletier et al., 2000 ; Ulrich et al., 2004).

4. Conclusions et perspectives

Les métiers caractérisés par un engin et une espèce cible obtiennent une plus ou moins grande réussite de capture de l'espèce cible, principalement selon ces deux paramètres. Les métiers ayant pour espèce cible les crustacés ou le bar commun obtiennent de très bons pourcentages de réussite. Les métiers qui ont comme engin de pêche les chaluts pélagiques et les palangres obtiennent également un taux de réussite de capture de l'espèce cible important. Au contraire, ceux ayant pour espèces cibles la sole commune ou les céphalopodes et pour engin le chalut de fond obtiennent des pourcentages de réussite de capture de l'espèce cible moins importants. Les autres paramètres entrant dans la description des métiers comme la zone, l'année ou la saison semblent moins influencer la réussite de capture.

Selon les engins et les espèces, les principales causes de rejets sont la taille minimale et la qualité de l'individu (Catchpole et al., 2005). De nombreuses espèces, comme la sole commune, les crustacés, le bar commun sont sujettes à une taille minimale de capture. Le pêcheur ne pouvant les débarquer doit les rejeter. D'autres engins, notamment les chaluts (pélagiques et de fonds) abiment la capture (Catchpole et al., 2005). Certains individus ne pourront être vendus du fait de leurs mauvaises qualités, ils sont ainsi rejetés. Une étude des causes de rejets, notamment à travers la composition des captures en taille pourrait permettre de mieux comprendre les résultats obtenus.

Cette étude a été menée sur des données en poids. Cette étude pourrait être élargie aux données en taille également disponible dans le jeu de données Obsmer. La continuité de cette étude pourrait permettre de mieux caractériser la réussite de capture de l'espèce cible. Il est aussi possible d'étendre ce travail exploratoire à d'autres métiers moins fréquents et à d'autres zones maritimes françaises afin de comparer la réussite des différents métiers, engins et espèces cibles étudiés.

BIBLIOGRAPHIE

Biseau A., & Gondeaux E. 1988. Apport des méthodes d'ordination en typologie des flottilles. *Journal du Conseil pour l'Exploration de la Mer* 44: 286-296.

Brawn J. & Maindonald W.J., 2003. *Data analysis and graphics using R, an example based approach*. Cambridge University press, 362p.

Catchpole T.L., Frid C.L.J., & Gray T.S. 2005. Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy*, 29 : 421-430.

Comou AS., Diméet J., Tétard A., Gaudou O., Dubé B., Fauconnet L. & Rochet M.J., 2013. *Observations à bord des navires de pêche, Bilan de l'échantillonnage 2012*, 368p.

Fauconnet L., Badts V., Biseau A., Diméet J., Dintheer C., Dubé B., Gaudou O., Lorange P., Messannot C., Nikolic N., Peronnet I., Reecht Y., Rochet M.J. & Tétard A., 2011. *Observations à bord des navires de pêche, Bilan de l'échantillonnage 2010*, 192p.

Laurec A., Biseau A., & Charuau A., 1991. Modelling technical interactions. *ICES Marine Science Symposia* 193 : 225–236.

Legendre P. & Legendre L., 1998. *Numerical ecology with R*. Elsevier, 852p.

Marchal P., & Horwood J. 1996. Long-term targets for the Celtic Sea mixed-species multi-métiers fisheries. *Aquatic Living Resources* 9: 81-94.

Marchal P., 2008. A comparative analysis of métiers and catch profiles for some French demersal and pelagic fleets. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 65 : 674-686.

Pelletier D., & Ferraris J., 2000. A multivariate approach for defining fishing tactics from commercial catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 : 51–65.

R Core Team ,2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Tétard A., Boon M., Bennett D., Berthou P., Bossy S., Casey J., De Clerck R., Delpéch J. P., Dintheer C., Giret M., Large P., Latrouite D., Lemoine M., Millner R., Morizur Y., Ozanne S., Palmer D., Pawson M., Pickett G., and Vince M. 1995. *Catalogue international des activités des flottilles de la Manche, approche des interactions techniques*. Editions IFREMER, Brest, 337 pp.

Ulrich C., Le Gallic B., R Dunn M., & Didier Gascuel D., 2002. A multi-species multi-fleet bioeconomic simulation model for the English Channel artisanal fisheries. *Fisheries Research* 58 : 379-401.

Ulrich C., & Andersen B. A. 2004. Dynamics of fisheries, and the flexibility of vessel activity in Denmark between 1989 and 2001. *ICES Journal of Marine Science* 61 : 308–322.

(1) <http://www.ifremer.fr/peche/Les-defis/Les-partenariats/Avec-les-professionnels/Obsmer>

(2) http://sirs.agrocampus-ouest.fr/CHARM_V2/index.php?atl_version=0&idlang=fr

(3) <http://atlas-transmanche.certic.unicaen.fr/fr/>

(4) <http://cfp-reformwatch.eu/>

Annexe 1 : Figures présentant le métier FPO Crustacés.

Figure 1 : camembert représentant la composition de la capture totale pour le métier "FPO-Crustacés" pour toutes les années observées confondues.

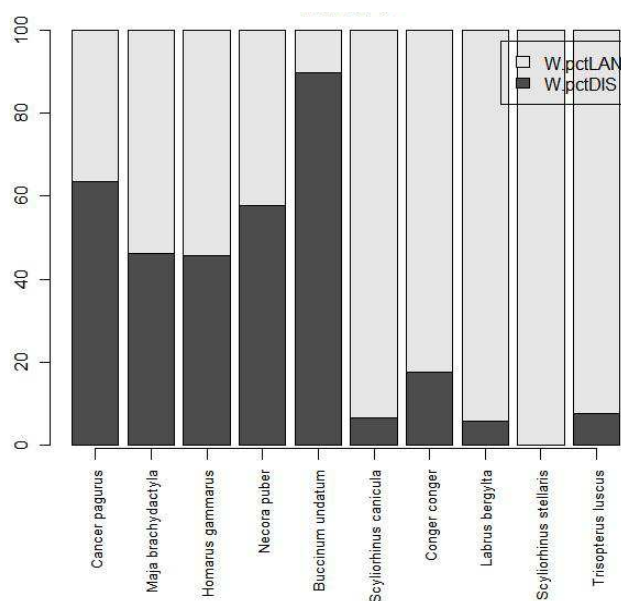
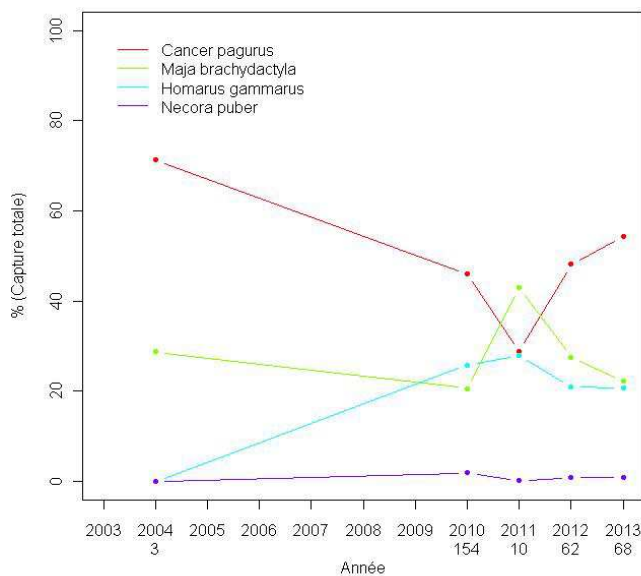
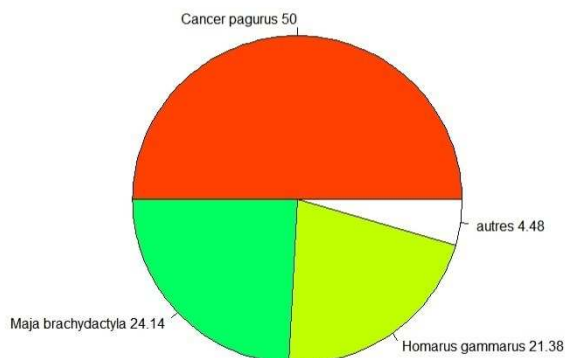


Figure 2 : Série temporelle du pourcentage du poids de l'espèce cible (en rouge) et de 3 espèces accompagnatrices dans la capture totale, en fonction des années. Le nombre d'opérations de pêche où le métier a été observé est précisé en dessous de chaque année.

Figure 3 : Fraction débarquée (en gris clair) et fraction rejetée (en gris foncé) des dix espèces les plus importantes dans la capture totale du métier.

Annexe 2 : Figures présentant le métier PTM Bar commun

Figure 4 : camembert représentant la composition de la capture totale pour le métier "PTM-Bar" pour toutes les années observées confondues.

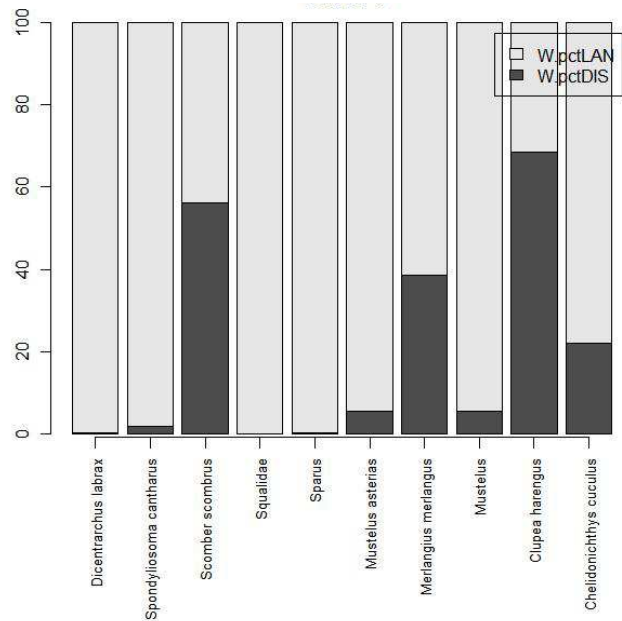
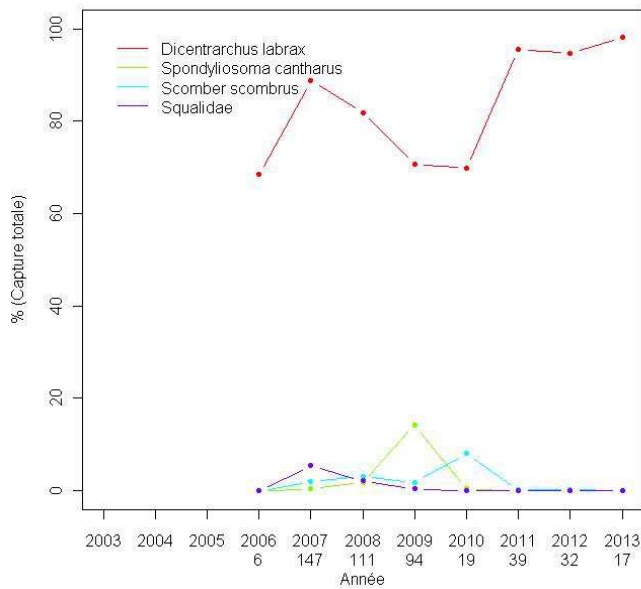
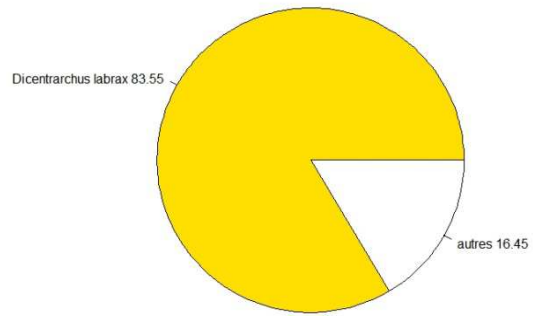


Figure 5 : Série temporelle du pourcentage du poids de l'espèce cible (en rouge) et de 3 espèces accompagnatrices dans la capture totale, en fonction des années. Le nombre d'opérations de pêche où le métier a été observé est précisé en dessous de chaque année.

Figure 6 : Fraction débarquée (en gris clair) et fraction rejetée (en gris foncé) des dix espèces les plus importantes dans la capture totale du métier

Annexe 3 : Figures présentant le métier OTB Merlan

Figure 7 : camembert représentant la composition de la capture totale pour le métier "OTB-Merlan" pour toutes les années observées confondues.

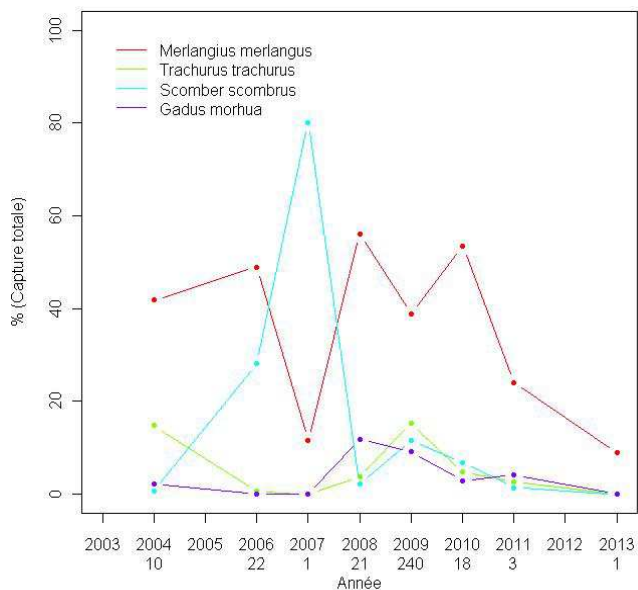
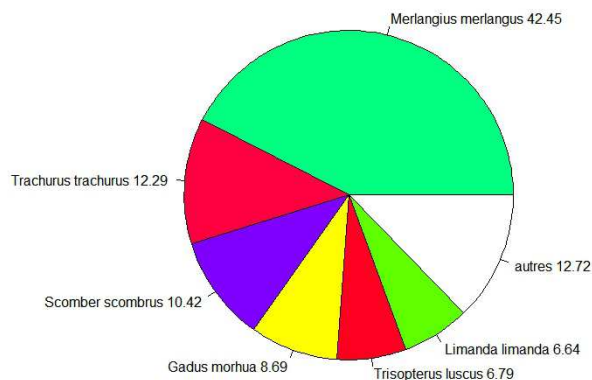


Figure 8 : Série temporelle du pourcentage du poids de l'espèce cible (en rouge) et de 3 espèces accompagnatrices dans la capture totale, en fonction des années. Le nombre d'opérations de pêche où le métier a été observé est précisé en dessous de chaque année.

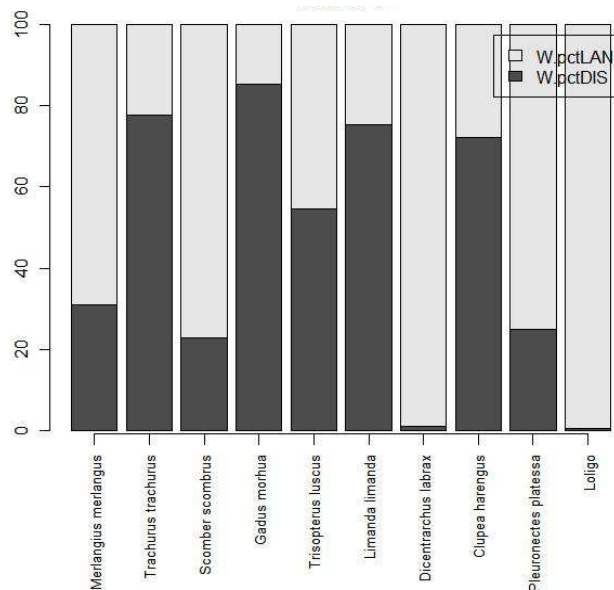


Figure 9 : Fraction débarquée (en gris clair) et fraction rejetée (en gris foncé) des dix espèces les plus importantes dans la capture totale du métier.

Annexe 4 : Figures présentant le métier OTB Sole commune

Figure 10 : camembert représentant la composition de la capture totale pour le métier "OTB-Soles" pour toutes les années observées confondues.

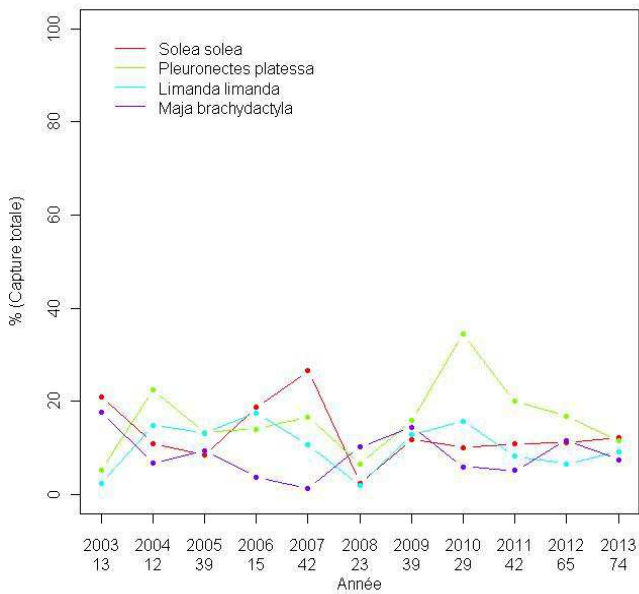
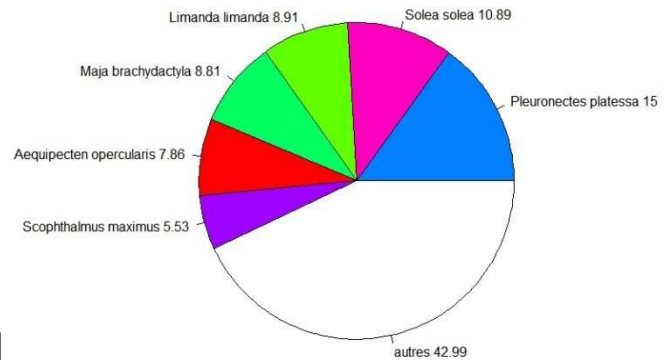


Figure 21 : Série temporelle du pourcentage du poids de l'espèce cible (en rouge) et de 3 espèces accompagnatrices dans la capture totale, en fonction des années. Le nombre d'opérations de pêche où le métier a été observé est précisé en dessous de chaque année.

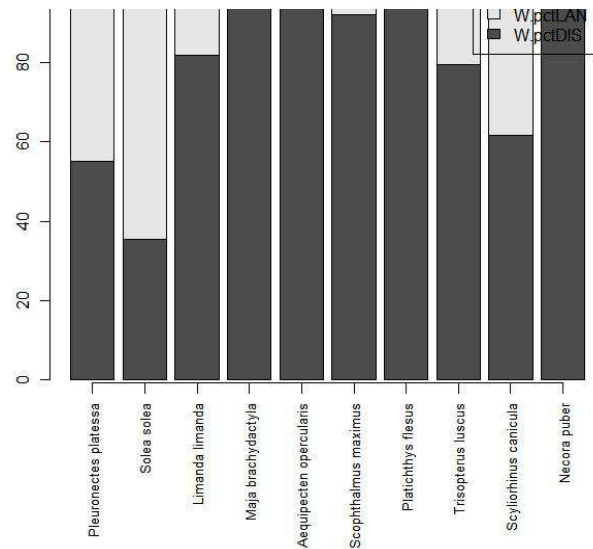


Figure 12 : Fraction débarquée (en gris clair) et fraction rejetée (en gris foncé) des dix espèces les plus importantes dans la capture totale du métier.

RÉSUMÉ

ABSTRACT

L'approche écosystémique des pêches nécessite de repenser la gestion à des échelles intégrées. Les connaissances sur la pression de pêche à l'échelle des communautés restent limitées alors que la pression est le levier par lequel s'opère la gestion. Ce travail de thèse vise à caractériser de manière détaillée les captures, soit indirectement la pression, et à lier ses composantes à différents objectifs de gestion. Pour ce faire, ce travail repose sur des analyses des données d'observation à la mer.

Dans une perspective écologique, la diversité des captures est comparée entre différents engins de pêche déployés sur deux sites du Sud Gascogne. Elle diffère principalement par la taille moyenne et la proportion de piscivores. L'état de ces deux communautés diffère ; cependant les données ne permettent pas d'expliquer cette différence par les différences entre les captures qui en sont extraites. A l'échelle de la Manche, la combinaison des captures des différents engins déployés par les pêcheurs anglais et français constitue une étape supplémentaire vers la caractérisation des pressions totales exercées sur ces communautés. Dans une perspective d'exploitation, les captures sont caractérisées par l'estimation des fractions rejetées, l'étude des causes de rejet et de l'efficacité de capture de l'espèce cible. Une forte hétérogénéité est mise en évidence à tous les niveaux.

Ce travail contribue à l'approche écosystémique avec des métriques et des méthodes pour décrire les caractéristiques des captures dans des perspectives écologique et d'exploitation. Il apporte des éléments de discussion sur la répartition des captures et de leur utilisation parmi les composantes de la communauté et sur les principaux facteurs qui les influencent. Les limites et potentiels des données d'observation à la mer pour l'étude de ces questions sont également discutés.

Mots-clés : pression de pêche ; métriques de diversité ; rejets ; communautés marines ; gestion écosystémique des pêches ; sélectivité ; observations à bord des navires de pêche professionnelle ; comparaison d'engins ; analyses multivariées.

Detailed and empirical characterization of catch: contribution to the ecosystemic approach of fisheries

The ecosystem approach of fisheries requires to rethink fisheries management at integrated scales. Knowledge on fishing pressure at the community level remains limited while pressure is the lever by which management operates. This work aims at characterizing in detail catches, that is indirectly fishing pressure, and to link its components to different management objectives. For doing so, this work relies on analyses of at-sea observer data.

In an ecological perspective, catch diversity is compared between different fishing gears deployed on two sites in the Southern Bay of Biscay. It mainly differs by the mean length and piscivore proportion. The state of those two communities differs ; however differences in community states cannot be explained by the differences in catches that were extracted from them. At the scale of the English Channel, the combination of catches from different gears deployed by English and French fishers constitutes another step towards the characterization of the total pressures exerted on those communities. In an exploitation perspective, catches are characterized by estimating discarded fractions, studying reasons for discarding and efficiency of fishers to catch their target species. A strong heterogeneity is evidenced at all levels.

This work contributes to the ecosystem approach of fisheries with metrics and methods to describe catch characteristics in both ecological and exploitation perspectives. It provides inputs for discussion about the distribution of the catch and its utilization among marine community components, and the main factors influencing them. Limits and potentials of observer data to study those questions are also discussed.

Key words: fishing pressure; diversity metrics ; discards; marine communities; ecosystem approach to fisheries; selectivity; observations onboard professional fishing vessels; gear comparison; multivariate analyses.



AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex
Tél. : 02 23 48 50 00
www.agrocampus-ouest.fr



Ifremer