



HAL
open science

Développement d'une plateforme d'évaluation de plans de gestion spatialisés : application à la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne

Audric Vigier

► **To cite this version:**

Audric Vigier. Développement d'une plateforme d'évaluation de plans de gestion spatialisés : application à la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne. Autre [q-bio.OT]. Université de Bretagne occidentale - Brest, 2018. Français. NNT : 2018BRES0033 . tel-01886845

HAL Id: tel-01886845

<https://theses.hal.science/tel-01886845v1>

Submitted on 3 Oct 2018

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

L'UNIVERSITE
DE BRETAGNE OCCIDENTALE
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

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

Par

Audric VIGIER

**Développement d'une plateforme d'évaluation de plans de gestion
spécialisés : application à la pêche mixte démersale du golfe de
Gascogne**

Thèse présentée et soutenue à Nantes, le 2 juillet 2018

Unité de recherche : IFREMER, unités Écologie et Modèles pour l'Halieutique (EMH) et Sciences et
Technologies Halieutiques (STH)

Rapporteurs avant soutenance : Composition du Jury :

Guillaume Chauvet
Etienne Prévost

Enseignant-chercheur, ENSAI Bruz
DR, INRA Saint-Pée-Sur-Nivelle

Yves-Marie Paulet
Examineur, Président

Professeur, UBO

Guillaume Chauvet
Rapporteur

Enseignant-chercheur, ENSAI Bruz

Etienne Prévost
Rapporteur

DR, INRA Saint-Pée-Sur-Nivelle

Hilaire Drouineau
Examineur

IR, IRSTEA Bordeaux

Michel Bertignac
Directeur de thèse

Cadre de recherche, IFREMER Brest

Stéphanie Mahévas
Co-directrice de thèse

Cadre de recherche, IFREMER Nantes

Remerciements

C'est après plusieurs années de travail que je peux enfin apposer un point final à ce manuscrit ; assez paradoxalement en rédigeant ses premières pages : les remerciements.

Je tiens à remercier dans un premier temps mes directeurs de thèse Michel Bertignac et Stéphanie Mahévas, pour m'avoir proposé cette thèse après seulement quelques mois de stage, et de m'avoir accordé si tôt leur confiance pour m'atteler à cet ambitieux projet. Merci d'avoir été présents pendant ces 4 ans, malgré la distance ! Cette expérience ne fût pas sans difficulté - c'est une thèse, après tout - mais c'est ce qui l'a rendu également si enrichissante sur de nombreux plans. J'en profite pour également remercier celles qui m'ont encadré lors du stage de fin d'études qui m'a amené à emprunter le chemin qui j'ai suivi, Sigrid et Stéphanie (encore !).

Je tiens à remercier également le jury de thèse qui a accepté d'évaluer ce travail, et qui en a vraiment pris le temps, et de le discuter avec moi lors de la soutenance : Guillaume Chauvet et Étienne Prévost qui ont accepté d'être rapporteurs, Hilaire Drouineau et Yves-Marie Paulet qui ont examiné ce travail.

J'ai également pu échanger sur mon travail avec mon comité de thèse : merci à Marie-Pierre Étienne et Claire Macher pour avoir apporté un regard neuf sur ce projet. Je retiens de ces comités toutes les discussions utiles que nous avons pu avoir. Avec du recul, j'aurais pu en solliciter quelques unes de plus...

Cette thèse a été également l'occasion de pouvoir mettre le nez - de manière plus ou moins prévue - dans plusieurs groupes de travail et workshops. Thanks to ICES WGBIE and Dorleta Garcia for welcoming me in the working group and showing interest into my work ; thanks to Kate Larkin for introducing me with the European Marine Board and the marine ecosystem modelling workshop. Merci également au réseau Mexico que j'ai pu rencontrer au tout début de ma thèse.

Je tiens également à remercier les "lutins" de Code Lutin pour leur support bien utile sur ISIS-Fish, qui permet de surpasser beaucoup de problèmes techniques, même quand ils sont entre le clavier et la chaise.

Enfin, derrière une thèse se cachent toujours de nombreuses rencontres. Merci au laboratoire LBH de Brest pour son accueil lors de la première année ; je retiens les petits coups de pouce, les appels incessants "à la soupe !", le passage en criée (merci Loïc et Hervé !), et ceux

dont j'ai pu re-croiser la route après mon départ à Nantes : Mathieu, Martin, Sophie, Karine, et évidemment, ceux qui font la vie du labo au quotidien : dans le désordre, Martial, Hélène, Ching, Émilie, Dominique, François, Didier, Ronan, Spyros, Nicolas, Sébastien, Mickaël, Catherine, Stéphane, Rachel. Merci également à Paul qui a pu avoir un thésard de compagnie pour une année, pour l'initiation à la faille de l'invocateur, les bouffes, les parties de pêche qui ont donné une saveur particulière à cette année. Merci également à Bérengère pour les mêmes raisons, et les pauses avec vue sur la rade, et dont j'ai eu grand plaisir à recroiser la route. Merci à tous les 2 pour votre soutien, et de m'avoir donné plaisir à refranchir plusieurs fois le pont de l'Iroise.

Après ces début brestois, j'ai pu intégrer à nouveau le laboratoire EMH de Nantes. Merci à ceux que j'ai pu y rencontrer lors de ces années rythmées au son de la fameuse cloche : Olivier pour le package service informatique-animation et de m'avoir laissé (et aidé à) utiliser tous les moyens informatiques dont j'avais besoin pour mener ma thèse ; j'en avais besoin, de calculer, dans ce but ; Sigrid, Youen, Anne-So, Vincent, Rocío que j'ai pu solliciter pour du code, de la modélo, des données, squattage d'ordi puissant, etc. : merci ! Anik, en grande partie responsable de mon surnom ; Marta et sa rayonnante bonne humeur, et blablabla ; Morgane et Mathieu, pour ces instants mémorables en conf ; merci également à Paul, Lucas, Mathieu, Jac, Patrick, Pascal, Pierre, Ricardo, Marie-Joëlle, JB, Verena, Camille, Aurélie, Emmanuelle, Adrien pour les discussions au détour d'un café ou d'une pomme ; Anne, Isabelle et Christine pour leur support administratif. Merci également à ceux avec qui on a pu partager nos galères de thèse et bien plus : Pierre, Alex², Laurie, Fabien, Erwan, Nans, et la team des thésards nantais qui s'est montée il y a peu ; tous les stagiaires qui ont passé plus ou moins de temps dans le labo : ma mémoire étant défaillante, merci au trio Tim, Pauline et Camille, que j'ai pu recroiser même dans les instants plus solitaires de rédaction ; Zoé, source inépuisable de calembours ; Zhor, Angéline, Camille, ... Merci également à Juliette et Pierre lors de vos passages à Nantes !

J'ai également eu plaisir à partager mon bureau nantais avec Arthur et Florianne : merci pour ces échanges autour de nos thèses, tout ce qui a pu voler dans le bureau (en dur ou en peluche), les séances de JdR, tout ce qui concerne les licornes en général (même si vous n'avez pas le monopole là-dessus), les échanges de services contre des paragraphes de remerciements dans le manuscrit de thèse (j'avoue avoir perdu les comptes), la pollution de murs Facebook (mon divertissement favori en fin de contrat), le soutien à la fin de la thèse, quand je n'avais plus de bureau, mais aussi pour tous ces moments depuis l'agro. Bon courage à vous, la fin approche, tenez bon !

Enfin, cette thèse est également ce qu'elle n'est pas, en dehors du labo. Merci à la grande famille de l'improvisation, que vous ayez la niaque, soyez libidineux, visibles, borgnes, à croquer ou perdus un mardi d'été au milieu des volcans. J'ai eu la chance de faire de chouettes rencontres en votre compagnie, pour plein de belles occasions sur planches ou en off. Ça faisait d'autant plus de bien vers la fin, quand je ne pensais à pas grand-chose d'autre que ce manuscrit. Certains d'entre vous ont même eu le culot de se pointer à mon boulot, voire pire encore : m'en donner ! Alors ça m'étonne à peine de savoir que même outre-Manche vous ne me lâcherez pas les basques...

Merci à ceux qui me suivent depuis déjà quelques années : David, malgré ta fâcheuse

tendance à avoir raison sur tout ce qui concerne les thèses, et pour avoir subi quelques dégâts collatéraux propres à leurs fins ; les agros qui sont si compliqués à rassembler au même endroit au même moment : Claire, Audrey, Alizée, Solveig, Greta, Matou, Pierre, Yoze, Guillaume, Méli, Melin, Cocci, Zoé et tous ceux qui se reconnaîtront (je ne crois pas l'avoir déjà dit : ma mémoire me fait parfois défaut, et j'en oublie un paquet) ; Nonos et Titi trop occupés à pogoter pour prendre du rab de gâteaux pleins de beurre en Bretagne ; G6, Aaaaad, Thomas et Bryan, pour tout ce temps depuis le lycée (voire même avant), et les JdR à distance, même quand je râlais que j'avais trop de boulot ; ma famille que je n'ai pas pu voir très souvent en dehors de ces gros week-ends de plus en plus fréquents qui donnent une bonne bouffée d'air ; et qui m'a permis de faire toutes ces études.

Cette thèse a été financée pour moitié par l'IFREMER et pour moitié par la région Pays de la Loire. Le projet COSELMAR a également apporté un soutien financier, notamment pour les missions et déplacements.

Glossaire

Accessibilité : composante biologique de la capturabilité, correspond à un taux de présence sur les lieux de pêche.

AEP : voir “Approche Écosystémique des Pêches”.

AMP : Aire Marine Protégée.

Approche de précaution : ensemble de procédures et de règles visant à mettre en œuvre le principe de précaution dans la gestion des pêcheries. Elle implique la définition de points de références de mortalité par pêche (F_{pa}) et de biomasse (B_{pa}), ainsi que de mesures de gestion si ceux-ci sont dépassés ou sur le point de l’être. Le but est de maintenir une exploitation durable du stock.

Approche Écosystémique des Pêches : approche holistique, visant la durabilité des pêches en termes écologiques, sociaux et économiques.

Benchmark CIEM : processus d’évaluation des données disponibles, de la méthode d’évaluation d’un stock, et des améliorations suggérées. Le but est de définir une méthode d’évaluation opérationnelle pour les évaluations de stocks annuelles.

B_{MSY} : point de référence de l’approche de gestion au Rendement Maximal Durable.

B_{pa} : point de référence de l’approche de précaution. Il s’agit d’un seuil de biomasse en-dessous duquel le recrutement pourrait être surexploité ; il est calculé en tenant compte des incertitudes sur l’évaluation du stock.

Capturabilité : probabilité qu’un individu présent dans la zone exploitée soit capturé par une unité standard d’effort exercée par un engin non sélectif.

Chalut : filet en forme de cône, fermé par un “cul de chalut”, et dont l’ouverture est prolongée par des ailes. Il est traîné par au moins un bateau, au fond (chalut de fond) ou entre deux eaux (pélagique).

Choke species : espèce à faible quota de pêche pouvant causer une fermeture de la pêcherie, pêchée avec d’autres espèces dont les quotas ne sont pas épuisés.

CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer.

CPUE : Capture Par Unité d'Effort.

CSTEP : Comité Scientifique, Technique et Économique des Pêches.

DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin.

Débarquement : Fraction de la capture débarquée au port.

Démersal : Qualifie ce qui est proche du fond.

EAF : voir "Approche Écosystémique des Pêches".

Effort de pêche : mesure de l'activité de pêche, souvent exprimée en nombre de navires, jours de pêches, jours*engins.

EVHOE : campagne océanographique d'évaluation et d'étude des populations de poissons du golfe de Gascogne et de la mer Celtique (Évaluation des ressources Halieutiques de l'Ouest de l'Europe).

FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (*Food and Agriculture Organization*).

FCP : voir PCP.

Filet : engin de pêche fabriqué à partir de nappes de filets ; réseau de mailles.

Flottille : ensemble de navires ayant des caractéristiques techniques similaires et pratiquant le même ensemble de métiers.

F_{MSY} : point de référence de l'approche de gestion au Rendement Maximal Durable.

F_{MSY} range : "fourchettes de F_{MSY} ". Approche de gestion multistocks, considérant des intervalles de mortalité par pêche (F_{MSY} ranges) comme objectifs de gestion, plutôt qu'une seule valeur F_{MSY} par stock.

F_{pa} : point de référence de l'approche de précaution.

HCR : *Harvest Control Rule*.

IBTS : campagne européenne d'évaluation des ressources halieutiques (*International Bottom Trawl Survey*).

ICES : voir “CIEM”.

IGFS : campagne océanographique en mer Celtique visant à fournir des informations sur les stocks d’espèces commerciales (*Irish GroundFish Survey*).

ISIS-Fish : simulateur de pêcheries (*Integration of Spatial Information for Simulation to evaluate the impact of management measures on FISHerries*).

LANGOLFTV : campagne océanographique d’évaluation du stock de langoustine du golfe de Gascogne par vidéo sous-marine.

LHS : *Latin Hypercube Sampling*.

LO : *landing obligation*, voir “Obligation de débarquement”.

Longueur céphalothoracique : longueur du céphalothorax. Cette mesure est privilégiée à la longueur totale pour mesurer les crustacés.

Métier : un engin de pêche ciblant un ensemble d’espèces dans un ensemble de zones.

Modèle d’évaluation : modèle évaluant l’état d’un stock.

Modèle opératoire : modèle représentant les “vraies” dynamiques sous-jacentes d’une pêcherie.

Mortalité naturelle : ensemble des sources de mortalité autres que la mortalité par pêche.

Mortalité par pêche : quantifie l’effet de la capture sur l’abondance d’un stock.

MSE : *Management Strategy Evaluation*.

MSY : voir “Rendement Maximal Durable”.

$MSY B_{trigger}$: point de référence utilisé par le CIEM pour réduire linéairement la mortalité par pêche si jamais la biomasse est estimée inférieure à ce point de référence.

Obligation de débarquement : réglementation visant à réduire au maximum les rejets et améliorer la sélectivité. Plusieurs exemptions à cette règle existent.

ORGP : Organisation Régionale de Gestion des Pêches.

ORP : Organisation Régionale des Pêches. Le CIEM est en un exemple.

Palangre : ligne sur laquelle sont fixés de nombreux hameçons.

PCP : Politique Commune des Pêches.

Pêcherie : entité de gestion d'une capacité de pêche circonscrite à une zone géographique donnée, où opèrent différents métiers qui capturent des espèces occupant des habitats de caractéristiques semblables.

Pêcherie mixte : pêcherie concernant plusieurs espèces.

Pélagique : qualifie ce qui se trouve dans la colonne d'eau, par opposition à ce qui est démersal.

PORCUPINE : campagne océanographique en mer Celtique, se concentrant principalement sur la baie de Porcupine.

Recrutement : arrivée dans le stock de juvéniles issus de la reproduction.

Rectangle statistique CIEM : division rectangulaire des sous-zones CIEM, de 1° longitude par 0,5° latitude.

Régionalisation de la gestion des pêches : approche qui consiste à établir des mesures de gestion commune à plusieurs États dans une pêcherie partagée.

Rejet : fraction rejetée en mer de la capture.

Rendement Maximal Durable : capture à l'équilibre maximale, obtenue avec une mortalité par pêche F_{MSY} ou un effort de pêche E_{MSY} à l'équilibre, avec un niveau de biomasse égal ou supérieur à B_{MSY} . L'approche de gestion au Rendement Maximal Durable s'appuie sur ces valeurs.

RESSGASC : ancienne campagne océanographique dans le golfe de Gascogne, ayant eu lieu tous les trimestres d'une année.

RMD : voir "Rendement Maximal Durable".

Sélectivité : mesure de la capacité d'un engin de pêche à ne capturer qu'une partie des animaux présents.

Sous-zone CIEM : divisions de l'Atlantique Nord-Est (par exemple, le golfe de Gascogne, la mer Celtique, ...), elles mêmes divisées en divisions CIEM, elles mêmes divisées en rectangles statistiques.

SS3 : Stock Synthesis 3.

SSB : biomasse de géniteurs au sein d'un stock. Lorsque la distinction est faite entre les sexes, la SSB correspond généralement à la biomasse de génitrices d'un stock.

STECF : voir “CSTEP”.

Stock : Fraction exploitable d’une population biologique.

SWW : Eaux Occidentales Australes, une région de l’Atlantique Nord-Est (*Southern Western Waters*)

TAC : Total Admissible de Captures.

VHVO : *Very High Vertical Opening*.

VPA : *Virtual Population Analysis*.

XSA : *eXtended Survivors Analysis*.

*We made a mistake.
That's good.
We just learned something.*

Keith Johnstone

Table des matières

1	Gérer la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne	31
1	Contexte	31
1.1	Éléments sur la gestion des pêches	31
1.2	La gestion du stock de merlu Nord en Atlantique Nord-Est	36
1.2.1	Le stock de merlu Nord : biologie et exploitation	37
1.2.2	État du stock et gestion	38
1.3	Une gestion complexifiée dans un contexte de pêche mixte	40
1.3.1	La pêche mixte démersale du golfe de Gascogne	40
1.3.2	Principales espèces exploitées	41
1.3.3	Principales interactions techniques	44
2	Évaluation de stratégies de gestion	44
3	Un cadre d'évaluation de stratégies de gestion pour le merlu Nord	46
3.1	Choix de modélisation	46
3.2	Modèle d'évaluation du stock de merlu Nord	47
3.3	Modèle opératoire	47
4	Objectifs	48
2	Vers un modèle d'évaluation spatialisé du stock de merlu Nord	51
1	Introduction	51
2	Towards a spatial integrated stock assessment model for European hake northern stock	53
2.1	Introduction	53
2.2	Material and methods	56
2.2.1	Model description	56
2.2.2	Data	63
2.3	Results	63
2.3.1	Goodness of fit	63
2.3.2	Comparison of model performance	65
2.3.3	Analysis of final spatial model fit	67
2.3.4	Perceptions of fishery and stock dynamics : final spatial model versus non spatial model	69
2.3.5	Perception of spatial stock dynamics	71
2.4	Discussion	72
2.4.1	Perception of the fishery and stock dynamics supported by the final spatial model estimates	72

2.4.2	Lessons from the intermediate models	74
2.4.3	Towards spatial management	75
3	Conclusion dans un cadre de MSE	77
3	Modélisation de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne	79
1	Introduction	79
2	Intégration de l'information disponible dans le modèle opératoire	80
2.1	Le simulateur de pêcheries ISIS-Fish	81
2.2	Intégration de la connaissance sur la dynamique spatio-temporelle du merlu Nord dans le golfe de Gascogne	83
2.3	Intégration de la connaissance sur la dynamique spatio-temporelle de l'exploitation	91
2.4	Les hypothèses du modèle opératoire dans le cadre de MSE	96
2.5	Paramètres des dynamiques spatio-temporelles d'exploitation à estimer	97
3	Calibration du modèle opératoire	103
3.1	Description du problème d'optimisation	103
3.2	Description de la procédure d'optimisation	107
3.3	Résolution du problème d'optimisation	111
3.4	Analyse des performances du modèle opératoire	115
3.4.1	Ajustement aux observations	115
3.4.2	Comparaison aux estimations du modèle spatialisé d'évaluation	121
3.5	Forces et faiblesses du modèle opératoire	128
4	En résumé	130
4	Évaluation de mesures de gestion de la pêche mixte demersale du golfe de Gascogne	131
1	Introduction	131
2	Description du couplage de modèles et de la gestion dans le modèle opératoire	133
2.1	<i>Scenarii</i> de gestion à évaluer	133
2.2	Dynamique des règles de gestion dans le modèle opératoire	134
2.3	Couplage des modèles opératoire et d'évaluation dans un cadre de MSE	
	- HCR merlu	137
2.3.1	Simulation de la collecte d'observations	138
2.3.2	Exécution du modèle d'évaluation	139
2.3.3	Projection à court terme	139
2.3.4	Analyse d'indices d'abondance	142
3	Résultats	143
3.1	Mise en œuvre du couplage des modèles	143
3.2	Évaluation des <i>scenarii</i> 1 à 4	147
4	Discussion	158
4.1	Apprentissages sur la gestion de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne	158
4.1.1	Performances des <i>scenarii</i> de gestion	158
4.1.2	Effets du TAC merlu	158

4.1. 3	Effets de l'obligation de débarquement et de la gestion sole-langoustine	159
4.2	Perspectives	159
4.2. 1	Améliorer l'opérationnalité du couplage de modèles	159
4.2. 2	Dégager plus de connaissances avec le cadre de MSE	160
5	En résumé	161
5	Synthèse générale	163
1	Principaux apprentissages	163
2	Limites et perspectives	165
2.1	Vers un modèle de stratégie de gestion plus opérationnel	165
2.2	Vers des hypothèses du modèle opératoire plus pertinentes	166
2.3	Un long chemin à parcourir pour mettre en œuvre une MSE opérationnelle	167
3	Vers un outil pour une gestion régionalisée des pêches	168
A	Additif sur le jeu d'observations utilisé au chapitre 2	171
1	Débarquements	171
2	Rejets	175
3	Indices d'abondance issus des campagnes océanographiques	177
B	Annexes de l'article "Towards a spatial integrated stock assessment model for European hake northern stock"	181
C	Détails sur le merlu, la sole et la langoustine	209
1	Merlu	209
2	Sole	222
3	Langoustine	226
D	Définition des engins, métiers, flottilles et stratégies dans le modèle ISIS-Fish	239
1	Métiers français et chalutiers espagnols	239
2	Fileyeurs et palangriers espagnols, métiers hors golfe de Gascogne	248
2.1	Observations disponibles	248
2.2	Implémentation	251
3	Fonctions de sélectivités et rétentions merlu	252
4	Dynamiques d'effort	254
E	Étapes intermédiaires de la calibration du modèle ISIS-Fish	257
1	Procédure d'optimisation	257
2	Ensemble de paramètres à estimer	259
3	Fonction d'objectif	260
3.1	Écritures de la fonction d'objectif	260
3.2	Pondérations	261
4	Choix de modélisation	261
4.1	Profil initial de facteurs de ciblage	261

4.2	Forçage des captures des fileyeurs et palangriers espagnols, et des métiers hors golfe de Gascogne	262
4.3	TAC	262
	Bibliographie	267

Table des figures

1.1	Illustration du concept de Rendement Maximal Durable (RMD ; MSY). La capture à l'équilibre dépend d'un effort E ou d'une mortalité par pêche F à l'équilibre.	33
1.2	Carte de l'Atlantique Nord-Est. Les régions et divisions CIEM sont représentées respectivement par des zones de couleur et des traits rouges. Source CIEM.	34
1.3	Carte mettant en évidence les zones d'intérêt dans cette étude : le golfe de Gascogne, la mer Celtique, l'Ouest Écosse, la mer du Nord, Skagerrak et Kattegat (S&K)	37
1.4	Localisation des box merlu dans le golfe de Gascogne et la mer Celtique. Source Le Marin.	39
1.5	Photographies de merlu européen (gauche), sole commune (milieu) et langoustine (droite). Source IFREMER.	41
1.6	Les principales composantes de modélisation d'une MSE (traduit de McAllister <i>et al.</i> (1999))	45
1.7	Approche méthodologique suivie	49
2.1	Map of the areas modelled in the final spatial model. Areas are delineated by thick black lines, area names are in black, bold, underlined text.	54
2.2	Data availability, one panel per area, one line per fleet and data type. A black line indicates that data is available for the period covered by the line.	63
2.3	Radar charts for the non spatial, intermediate and final spatial models, giving IndR and IndRMSD values for normalized length structure of commercial catch (A), discards (B) and on scientific surveys (C), normalized catch in weight (D), discards by weight (E) and indices of abundance (F) for each fleet and survey. IndR are plotted on the right, and IndRMSD on the left of the radar charts. Opposite indices on the same radar chart are for the same fleet*data category combination. Fleet definitions : GILLONG, all longliners and gillnetters ; NEP, <i>Nephrops</i> trawlers ; SPTR7 and SPTR8 Spanish trawlers in the Celtic Sea and in the Bay of Biscay respectively ; TROTH, all non Spanish, non <i>Nephrops</i> trawlers in the Bay of Biscay and in the Celtic Sea ; OTH, the mixed fleet in the northern area. Fleets are grouped by area : mixed (GILLONG & TROTH), Bay of Biscay (NEP & SPTR8), Celtic Sea (SPTR7) and northern area (OTH) ; see Table 2.2 for surveys areas.	64

2.4	Final spatial model fit to length -frequency distributions for each commercial fleet/survey and type (landings, discards or survey) aggregated over time steps. The 2 first rows are for the Bay of Biscay fleets (panels A to K), the 2 next rows are for the Celtic Sea fleets (panels L to R) and the last row is for the northern area fleets (panels S to W).	66
2.5	Final spatial model fit to abundance indices for each survey (log scale). The widths of the bands represent twice the standard error. First row is for the Bay of Biscay surveys (panels A to E), second row is for the Celtic Sea surveys (panels F to H) and the last row is for the northern area surveys (panels I to K).	68
2.6	Estimates of fishing mortality F (top panel), spawning stock biomass (SSB) in tonnes (middle panel), recruitment in numbers (bottom panel) per time step for the final spatial model (solid) and non spatial model (dashed). The confidence intervals represent twice the standard deviation.	70
2.7	Estimates of fishing mortality F (top left panel), spawning stock biomass (SSB) in tonnes (bottom left panel), spatial distribution of recruitment per area and time step (top right panel) and migrations per season and age class (bottom right panel) for the final spatial model. The confidence intervals represent twice the standard deviation. Uncertainties are provided only for the spatial allocation of recruitment and the migrations, as uncertainties for spatial fishing mortalities and SSB are not implemented in the current Stock Synthesis framework.	71
3.1	Illustration de la modélisation spatialement explicite de couches de population (A et B ; rouge et vert), d'exploitation (1 et 2 ; jaune et violet) et de mesure de gestion (gris) dans ISIS-Fish	81
3.2	Illustration des liens entre les concepts d'engin, de métier, d'espèce ciblée et de flottille dans ISIS-Fish	82
3.3	Zones merlu du golfe de Gascogne modélisées dans ISIS-Fish. Chaque zone est représentée par les rectangles statistiques en vert.	85
3.4	Schéma synthétique de la démarche de calibration adoptée ; inspiré de Mahévas <i>et al.</i> (in rev)	104
3.5	Illustration des composantes de la fonction d'objectif, pour un métier fl à la saison s et la fraction p , en fonction de la classe de taille l	106
3.6	Variations des composantes saisonnières de fonction d'objectif FO_s en fonction de p^1 à l'itération 1 de l'étape 1. Chaque cadran correspond à une saison s	111
3.7	Ajustement des captures simulées (trait pointillé) aux captures observées (trait plein) pour 2010 par super-métier (cadran) et saison (abscisse) à l'itération 1 de l'étape 1 pour $p^1 = 0.85$	111
3.8	Variations des composantes super-métier*saison de fonction d'objectif $FO_{Smet,s}$ en fonction de p^2 (abscisse) à l'itération 4 de l'étape 2. Les super-métiers sont en ligne, les saisons en colonne.	112
3.9	Ajustement des captures simulées (trait pointillé) aux captures observées (trait plein) pour 2010 par super-métier (cadran) et saison (abscisse) à l'itération 4 de l'étape 2 pour $p^2 = 1$	113

3.10	Variations des composantes super-métier* saison de fonction* composantes d'objectif $FO_{X,Smet,s}$ en fonction de p^2 (abscisse) à l'itération 4 de l'étape 2. Les super-métiers sont en ligne, les saisons en colonne, les composantes 1 à 3 en couleurs et styles de points.	114
3.11	Ajustement des captures simulées (bleu - point triangle) aux captures observées (rouge - point rond) pour 2010 par super-métier (cadran) et saison (abscisse) et fraction (style de trait) à l'itération 4 de l'étape 2 pour $p^2 = 1$	114
3.12	Débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et observés (bleu) sur 2010-2016 pour chaque super-métier et pas de temps trimestriel. Première ligne de cadrans : débarquements ; deuxième ligne de cadrans : rejets. Première colonne de cadrans : golfe de Gascogne. Deuxième ligne de cadrans : mer Celtique et zone Nord.	116
3.13	Ajustement de la capture annuelle par stock dans le golfe de Gascogne simulée par le modèle opératoire (vert - triangle) aux observations (rouge - rond), et comparaison aux valeurs de TAC en vigueur chaque année pour chaque stock (bleu - carré).	117
3.14	Composition en taille des débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et observés (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier (lignes) sur 2010-2012	119
3.15	Composition en taille des rejets simulés par le modèle opératoire (rouge) et observés (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier (lignes) sur 2010-2012	120
3.16	Débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et estimés par le modèle spatialisé d'évaluation (bleu) sur 2010-2016 pour chaque super-métier et pas de temps trimestriel. Première ligne de cadrans : débarquements ; deuxième ligne de cadrans : rejets. Première colonne de cadrans : golfe de Gascogne. Deuxième ligne de cadrans : mer Celtique et zone Nord.	122
3.17	Composition en taille des débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et estimés par le modèle d'évaluation spatialisé (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier (lignes) sur 2010-2012	123
3.18	Composition en taille des rejets simulés par le modèle opératoire (rouge) et estimés par le modèle d'évaluation spatialisé (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier (lignes) sur 2010-2012	124
3.19	Biomasse simulée par ISIS-Fish (rouge) et estimée par le modèle spatialisé d'évaluation de stock (bleu) au début de chaque pas de temps trimestriel dans chaque zone (cadran) sur 2010-2016	125
3.20	Structure en taille simulée par ISIS-Fish (rouge) et estimée par le modèle spatialisé d'évaluation de stock (bleu) au début de chaque pas de temps trimestriel dans chaque zone (groupe de 2 lignes) sur 2010-2012	127
4.1	Attribution de catégories aux métiers en fonction des règles de gestion pour une espèce ; la branche "Merlu" ne s'applique qu'au merlu. Un métier peut se voir attribuer plusieurs catégories en fonction du stock : dans ce cas, sa catégorie est la catégorie maximale attribuée.	135
4.2	Illustration du couplage entre modèle opératoire et modèle d'évaluation spatialisé	137

4.3	log-indices d'abondance de 2000 à 2016, par campagne (cadran), année et scénario de gestion (couleur-style de point). Les campagnes du golfe de Gascogne (EVHOE_BOB) et de la mer Celtique sont sur la première ligne, celles de la zone Nord sur la deuxième. Les indices de 2013 à 2016 sont issus des simulations du modèle opératoire (marqué par la barre verticale).	144
4.4	Capture totale en poids de 2010 à 2016, par métier du modèle d'évaluation (cadran), pas de temps saisonnier et scénario de gestion (couleur-style de point). Les métiers du golfe de Gascogne sont sur la première ligne, ceux de mer Celtique et de la zone Nord sur la deuxième. Les captures de 2013 à 2016 sont issues des simulations du modèle opératoire (marqué par la barre verticale).	145
4.5	Rejets en poids de 2010 à 2016, par métier du modèle d'évaluation (cadran), pas de temps saisonnier et scénario de gestion (couleur-style de point). Les métiers du golfe de Gascogne sont sur la première ligne, ceux de mer Celtique et de la zone Nord sur la deuxième. Les rejets de 2013 à 2016 sont issus des simulations du modèle opératoire (marqué par la barre verticale).	146
4.6	Capture totale simulée par le modèle opératoire par stock (cadran) dans le golfe de Gascogne, par scénario de gestion (couleur - style de point) par année. Les observations sont indiquées en carré - bleu, les TAC sont indiqués en étoile - violet. Les TAC sont calculés par approche "sans modèle" après 2018 pour le merlu. Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.	147
4.7	Biomasse de géniteurs simulée par le modèle opératoire par stock (cadran; femelles uniquement pour les langoustines), par scénario de gestion (couleur - style de point) au début de chaque année. Le point de référence $MSY B_{trigger}$ est représenté en carré - violet pour le merlu et la sole. Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.	149
4.8	Mortalités par pêche calculées sur la base des simulations du modèle opératoire par stock (cadran), par scénario de gestion (couleur - style de point), par année. L'objectif de gestion F_{MSY} est représenté en carré - violet. Pour chaque stock, les modalités de calcul de la mortalité par pêche diffèrent. Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.	150
4.9	Effort nominal par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.	152
4.10	Capture totale en poids de merlu par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.	154
4.11	Capture totale en poids de sole par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.	155

4.12	Capture totale en poids de langoustine par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.	156
4.13	Capture totale en poids (rouge - point) et rejets en poids (bleu - triangle) par année, scénario de gestion (colonnes de cadrans), stock (lignes de cadrans) dans le golfe de Gascogne. Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.	157
A.1	Débarquements en milliers au premier trimestre 1997 par les français de l'unité de pêche 3	172
A.2	Débarquements en tonnes en 1997 par trimestre et par pays (EW = Angleterre - Pays de Galles ; FR = France) dans l'unité de pêche 3	173
A.3	Composition en taille observée des débarquements pour la flottille LONGLINEGILLNET_CS sur plusieurs pas de temps trimestriels entre 1995 et 1999	174
A.4	Ajustement du modèle d'évaluation spatialisé aux observations de débarquements en tonnes pour LONGLINEGILLNET_CS sur 1978-2012	175
A.5	Composition en taille observée des rejets pour la flottille TRAWL_FISH_CS_W sur plusieurs pas de temps trimestriels entre 1988 et 2003	176
A.6	Ajustement du modèle d'évaluation spatialisé aux observations de rejets en tonnes pour TRAWL_FISH_BOB_W sur 2005-2012	176
A.7	Exemples de plan d'échantillonnage et de stratification sur la campagne EVHOE178	
A.8	Composition en taille observée pour la campagne SWC-IBTS sur 1997-2012	179
A.9	Ajustement du modèle d'évaluation spatialisé aux log-indices d'abondance pour toutes les campagnes	179
B.1	Likelihood profile (black solid line) of virgin level recruitment parameter ($SR_{LN}(R_0)$), with a 0.05 step over the 12.5;12.7 interval and a 0.01 step otherwise. The value estimated by the spatial model is shown in blue with the blue dotted line. Even though the profile is smooth, for some $SR_{LN}(R_0)$ values, up to 60 initial points were used to run the estimation procedure before reaching global convergence, indicating an instability between local and global convergences.	204
B.2	Retrospective plots of global fishing mortality F (left upper panel), global spawning stock biomass (SSB) in tonnes (left middle panel), global recruitment R in numbers (left bottom panel) and migrations (right middle panel) per season and age class.	205
B.3	Retrospective plots of spatial fishing mortalities F (upper panels), spatial spawning stock biomass (SSB) in tonnes (middle panels) and spatial recruitment allocation (bottom panels), in each area (Bay of Biscay in left panels, Celtic Sea in middle panels, northern area in right panels).	206

B.4	FIGURE D.1 : Mean Pearson residuals over time steps against length for each commercial fleet / survey and type (landings, discards or survey). The 2 first rows are for the Bay of Biscay fleets (panels A to K), the 2 next rows are for the Celtic Sea fleets (panels L to R) and the last row is for the northern area fleets (panels S to W).	207
B.5	FIGURE D.2 : Spatial model fit to total landings (panels A to H) and discards (panels I to L) by weight in tonnes for each commercial fleet. The widths of the bands represent twice the standard error.	208
C.1	Zones <i>a priori</i> de recrutement, de reproduction et de présence du merlu dans le golfe de Gascogne.	210
C.2	Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de merlu en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique. La zone de présence <i>a priori</i> est délimitée en noir.	211
C.3	Carte des débarquements français de merlu en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique ([Coord 2]E[Coord 1]) dans la zone de présence définitive. La zone de présence <i>a priori</i> est délimitée en noir.	212
C.4	Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique. La zone de reproduction <i>a priori</i> est délimitée en noir.	213
C.5	Carte des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique ([Coord 2]E[Coord 1]) dans la zone de reproduction définitive. La zone de reproduction <i>a priori</i> est délimitée en noir.	214
C.6	Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique. La zone de recrutement <i>a priori</i> est délimitée en noir.	215
C.7	Carte des débarquements français de merlu immatures en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique ([Coord 2]E[Coord 1]) dans la zone de recrutement définitive. La zone de recrutement <i>a priori</i> est délimitée en noir.	216
C.8	Représentation graphique de la matrice de transition pour le merlu. Les probabilités de la matrice sont en ordonnées, les classes d'arrivée en abscisse, les classes de départ en couleur.	219
C.9	Zones sole du golfe de Gascogne <i>a priori</i> , Sud, intermédiaire et Nord. Chaque zone est représentée par les rectangles statistiques en vert.	222
C.10	Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de sole en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique. La zone de présence <i>a priori</i> est délimitée en noir.	223
C.11	Zones langoustine du golfe de Gascogne <i>a priori</i> . Chaque zone est un rectangle statistique indiqué en vert.	227
C.12	Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de langoustine en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique. La zone de présence <i>a priori</i> est délimitée en noir.	228

C.13	Représentation graphique de la matrice de transition pour la langoustine (mâles). Les probabilités de la matrice sont en ordonnées, les classes d'arrivée en abscisse, les classes de départ en couleur.	237
C.14	Représentation graphique de la matrice de transition pour la langoustine (femelles). Les probabilités de la matrice sont en ordonnées, les classes d'arrivée en abscisse, les classes de départ en couleur.	237
D.1	Ensembles de rectangles statistiques formant les zones de chaque métier golfe de Gascogne défini dans le modèle opératoire. Coordonnées de la forme [Coord2]E[Coord1].	240
D.2	Chronologie des processus au cours d'un pas de temps t ISIS-Fish	248
E.1	Variations de composantes de la fonction d'objectif en fonction de la valeur du paramètre de facteur de ciblage du métier "PTBV_VIIIabd". Chaque cadran représente une composante de la fonction d'objectif. La couleur représente la composante 1 en rouge (profil de taille), la composante 2 en bleu (captures en poids par super-métier-saison).	258

Liste des tableaux

1.1	Proportions approximatives du TAC de merlu Nord allouées aux sous-zones CIEM, déduites de ICES (2017)	40
2.1	Comparison of the non spatial, intermediate and spatial models main features.	57
2.2	Fleets, surveys, and their selectivity and retention (for discarding fleets) patterns in the intermediate and spatial models.	59
2.3	Proportion of fish moving from an area (rows) to another area (columns) for each quarter. Each xi is a pair of parameter values, one for age 2, one for ages 3 and above. There is no migration under age 2, a linear interpolation is made between ages 2 and 3.	60
3.1	Engins modélisés dans le golfe de Gascogne, espèces capturables par ces engins, coefficients de standardisation associés à chaque engin.	91
3.2	Métiers modélisés dans le golfe de Gascogne, stocks capturables (M : merlu ; S : sole ; L : langoustine), engins utilisés, et correspondance entre métiers et super-métiers. Les super-métiers correspondent aux métiers du modèle spatialisé d'évaluation de stock. Tous les métiers sont exercés toute l'année.	92
3.3	Flottes et stratégies modélisées dans le golfe de Gascogne, proportions d'une flotte pratiquant une stratégie, types de navires (dont longueur en m) et nombres de navires.	94
3.4	Comparaison des hypothèses des modèles opératoire et d'évaluation ; le premier groupe d'hypothèses concerne la biologie du merlu, le deuxième son exploitation ; dans chaque groupe, elles sont classées des moins aux plus similaires entre les 2 modèles.	97
3.5	Sources des informations intégrées dans le modèle ISIS-Fish	102
3.6	Valeurs d'accessibilités q_s (haut) et de ciblage $Tarf_{Smet,s}$ (bas) estimées par calibration	115
4.1	<i>Scenarii</i> de gestion testés. LO = obligation de débarquement (<i>landing obligation</i>)	133
4.2	Valeurs historiques de TAC appliqués pour les stocks de merlu Nord dans le golfe de Gascogne, de sole et de langoustine (tonnes) entre 2013 et 2017. . .	133
4.3	Disponibilité des indices d'abondance par saison et zone	143
A.1	Les unités de pêcheries sont définies par un engin de pêche et une sous-zone (VII = mer Celtique ; VIII = golfe de Gascogne ; IIIa, IV, VI = zone Nord) .	172

C.1	Poids pour chaque catégorie commerciale de merlu, classes de taille déduites de la relation taille-poids, tailles moyennes de ces classes, et proportions de matures estimées à ces tailles moyennes avec l’ogive de maturité	210
C.2	Matrices des migrations modélisées dans ISIS-Fish. A=1 si $l > 20$, A=0 sinon. Le mouvement de zone de recrutement vers zone intermédiaire a lieu avant les autres mouvements.	218
C.3	Recrutement global et proportions spatiales et temporelles du recrutement sur la période 2010-2020 dans ISIS-Fish	219
C.5	Abondance en nombre de merlu au pas de temps initial en fonction des zones (colonnes) et des classes de taille (lignes, indice de la classe de taille en première colonne)	221
C.6	Nombres de recrues de sole en milliers par année estimés par ICES (2017) . .	224
C.7	Abondance en nombre de sole au pas de temps initial en fonction des zones (colonnes) et des classes d’âge (lignes)	224
C.8	Poids moyen aux âges estimés pour la sole	225
C.9	Proportion d’individus matures de sole en fonction de la classe d’âge	225
C.10	Coefficients d’accessibilité pour la sole	225
C.12	Accessibilité de la langoustine en fonction de la saison (colonne) et de la classe de taille (ligne). La classe de recrutement est la classe 0, les classes de tailles mâle sont les lignes 1 à 33, les classes de taille femelle sont les lignes 35 à 57. La classe 34 n’est pas utilisée.	234
C.14	Abondance en nombre de langoustine au pas de temps initial en fonction des zones (colonnes) et des classes (lignes). La classe de recrutement est la classe 0, les classes de tailles mâle sont les lignes 1 à 33, les classes de taille femelle sont les lignes 35 à 57. La classe 34 n’est pas utilisée.	236
C.15	Estimations de facteurs de ciblage	238
D.1	Nombre de jours d’inactivité par mois en fonction de la stratégie	241
D.2	Proportion de chaque stratégie (table) exercée par un métier (ligne) pendant un mois (colonne)	247
D.3	Modélisation des sélectivités en taille de chaque engin pour le merlu. Les formules des familles de fonction sont en annexe D	252
D.4	Modélisation des rétentions en taille de chaque engin pour le merlu. Les formules des familles de fonction sont en annexe D	253
D.5	Coefficients de variation d’effort standardisé $VarsEff_{met,s,y}$, par super-métier, année et saison dans le modèle ISIS-Fish (GBOB : fileyeurs ; LBOB : palan-griers ; TFBE : chalutiers français non langoustiniers ; TFBW : chalutiers es-pagnols ; TNEP : chalutiers langoustiniers)	255
D.6	Valeurs de p et C_{reg} utilisées pour projeter une tendance de variations d’effort en fonction des métiers et saisons. Il n’y a pas de tendance projetée pour les métiers*saisons non indiqués	256
E.1	Valeurs calculées de $Tarf_{met,s}^0$, par métier met (ligne) et saison s (colonne), servant de point initial à la calibration.	263

E.2	Pondérations sur les observations en poids ω^{weight} et les observations sur les compositions en taille ω^{LFD} en fonction du super-métier $Smet$ et de la fraction rejetée ou débarquée p . Ces pondérations ne varient pas au cours des saisons s .	264
E.3	Table ODDO	266

Chapitre 1

Gérer la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne

1 Contexte

1.1 Éléments sur la gestion des pêches

La pêche est une pratique multi-millénaire qui est aujourd’hui un des piliers de la sécurité alimentaire à l’échelle mondiale. Néanmoins, sans régulation, cette pratique peut mener à l’épuisement des stocks¹ exploités (FAO, 2016). Un cas d’école est celui des stocks de la pêche² de morue de Terre-Neuve et du Labrador (Hutchings et Myers, 1994). Cette pêche née au *XVI^{ème}* siècle est au cœur du développement de la côte Est canadienne. Les progrès technologiques dans les années 1950 permettent d’augmenter le volume de morues capturées, avec un pic à 800 000 tonnes à fin des années 1960. Les captures diminuent dans les années 1970, et les mesures de gestion, insuffisantes et tardives, n’ont pu empêcher l’effondrement du stock au début des années 1990. Il n’est même plus garanti que les stocks concernés puissent se reconstruire faute de géniteurs, si bien qu’un moratoire quasi-synonyme de fermeture de la pêche est imposé en 1992. Les conséquences socio-économiques sont elles aussi importantes, avec la destruction de dizaines de milliers d’emplois et de profonds changements sociaux et économiques sur la côte Est du Canada. En dehors de cet exemple, d’une manière générale, une telle sur-exploitation peut entraîner des modifications sur les traits de vie, la diversité génétique (Policansky, 1993; Boehlert, 1996), la structure de l’habitat et des écosystèmes (Roberts, 1995; Rothschild *et al.*, 1994; Lenihan et Peterson, 1998; Peterson *et al.*, 1988; Northridge, 1991; Reise, 1982), et perturber les équilibres entre proies et prédateurs (Mann et Breen, 1972; Simenstad *et al.*, 1978).

On oppose les pêcheries d’accès libre, pour lesquelles il n’y a pas de restriction d’ac-

1. Stock : Fraction exploitable d’une population biologique (Gascuel, 2008)

2. Pêche : une entité de gestion d’une capacité de pêche (quantité de poisson susceptible d’être capturé sur une période de temps par un bateau ou une flottille pour une condition de ressource donnée) circonscrite à une zone géographique donnée, où opèrent différents métiers (combinaison engin de pêche * espèce(s) cible(s) * zone de pêche) qui capturent des espèces occupant des habitats de caractéristiques semblables (IFREMER, <https://wwz.ifremer.fr/peche/content/download/29580/408784/file/>, consulté le 20/03/2018)

cès, voire de restriction sur la capture, aux pêcheries gérées, pour lesquelles ces restrictions existent. Les problèmes de conservation évoqués précédemment sont presque systématiquement rencontrés dans les pêcheries d'accès libre (Cochrane *et al.*, 2005). Ainsi, pour limiter ces impacts négatifs et se rapprocher d'une exploitation durable des stocks, une gestion des pêches est nécessaire. Elle est définie par la FAO³ comme "le processus intégré de collecte d'informations, d'analyse, de planification, consultation, décision, d'allocation des ressources et formulation et implémentation, en appliquant autant que nécessaire des régulations ou règles gouvernant les activités de pêcheries afin d'assurer la productivité continue des ressources et d'accomplir d'autres objectifs sur la pêcherie".

La gestion des pêcheries est dépendante des volontés politiques. Au niveau mondial, cela s'est traduit par plusieurs accords internationaux donnant des objectifs et une direction pour la gestion des pêcheries : en 1995 est adopté le Code de Conduite pour une Pêche Responsable, ayant pour but la gestion durable des ressources aquatiques vivantes. Cette même année, la conférence de l'ONU cite explicitement l'approche de précaution⁴, et invite les États à l'adopter dans les cas de plus grande incertitude. En 2002, le sommet mondial sur le développement durable de Johannesburg fixe plusieurs échéances :

- Encourager l'Approche Écosystémique des Pêches (AEP ou EAF) d'ici 2010, qui prend en compte la durabilité en termes écologiques, économiques et sociaux
- D'ici 2015, et au plus tard en 2020, restaurer les stocks à un niveau permettant le Rendement Maximal Durable (RMD ou MSY en anglais ; voir encadré page 33).

À l'échelle des régions du monde ("Baltique" ; "Atlantique Nord-Est" ; ...), de nombreux organismes permettent l'application de ces accords internationaux. Leur rôle est primordial dans un contexte de régionalisation de la gestion des pêches, qui consiste à établir des mesures de gestion communes aux États ayant des intérêts dans une pêcherie partagée, et adaptées à ses spécificités. Il s'agit des Organisations Régionales des Pêches (ORP), au nombre de 44 à travers le monde. Ce sont des groupements d'États et d'organisations ayant des intérêts dans une ou plusieurs pêcheries partagées, qui fournissent des avis à leurs membres sur la conservation et la gestion de pêcheries.

3. <http://www.fao.org/docrep/003/w4230e/w4230e05.htm>, consulté le 20/03/2018

4. L'approche de précaution est un ensemble de procédures et de règles visant à mettre en œuvre le principe de précaution dans la gestion des pêcheries. Elle implique la définition de points de références de mortalité par pêche (F_{pa}) et de biomasse (B_{pa}), ainsi que de mesures de gestion si ceux-ci sont dépassés ou sur le point de l'être. Le but est de maintenir une exploitation durable du stock (FAO, 1996).

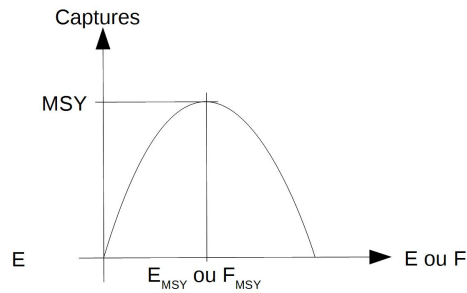


FIGURE 1.1 – Illustration du concept de Rendement Maximal Durable (RMD ; MSY). La capture à l'équilibre dépend d'un effort E ou d'une mortalité par pêche F à l'équilibre.

Le RMD est une capture maximale à l'équilibre, obtenue avec une mortalité par pêche⁵ ou un effort⁶ à l'équilibre F_{MSY} ou E_{MSY} (voir figure 1.1).

Le RMD est défini en faisant l'hypothèse d'un système à l'équilibre, c'est-à-dire qu'une mortalité par pêche F ou qu'un effort de pêche E est maintenu(e) constant(e) assez longtemps pour que la biomasse du stock tende vers une biomasse à l'équilibre. La capacité de production du stock est supposée dépendre de la biomasse. À cet équilibre correspond une capture de pêche, décrite par une parabole dont le RMD est le maximum. Capturer au RMD amène en théorie à ne capturer que la production du stock, ce qui ne doit affecter ni la biomasse ni la capacité de production du stock. En capturant avec des valeurs plus fortes que E_{MSY} ou F_{MSY} , on capture plus que la capacité de production du stock à court terme, ce qui amène à diminuer à long terme les biomasses et captures à l'équilibre.

Gérer un stock au RMD revient à ne pas capturer plus que le RMD chaque année, et à capturer proche du RMD à long terme, et à maintenir à long terme E ou F en-dessous des points de référence E_{MSY} et F_{MSY} ; ainsi qu'à maintenir la biomasse de géniteurs au-dessus d'un seuil B_{MSY} , minimum pour que le stock ait la capacité de production suffisante pour capturer le RMD à long terme.

Les notions de "sous-exploitation", "exploitation à pleine capacité" et "sur-exploitation" d'un stock sont généralement définies à partir du RMD. La FAO applique ces termes respectivement aux stocks pour qui $F < F_{MSY}$ et $SSB \geq B_{MSY}$, pour qui F est proche de F_{MSY} et $SSB \geq B_{MSY}$, et pour qui $F > F_{MSY}$ ou $SSB < B_{MSY}$. De même, on estime qu'un stock est exploité "durablement" s'il n'est pas sur-exploité. Ainsi, la FAO estime qu'à l'échelle mondiale la proportion de stocks gérés "durablement" est passée d'environ 90% en 1974 à 68,6% en 2013 : cela signifie donc que de nos jours, environ un tiers des stocks évalués est sur-exploité (FAO, 2016).

5. La mortalité par pêche quantifie l'effet de la capture sur l'abondance du stock. Elle peut être définie à l'échelle d'un stock entier ou de certaines classes d'âge. Ses modalités de calcul varient, et seront précisées à chaque fois que c'est nécessaire dans ce manuscrit.

6. Effort : mesure de l'activité de pêche. On utilise souvent l'effort nominal, qui mesure l'accumulation des moyens de capture mis en œuvre pour exploiter un stock pendant une unité de temps : nombre de navires, de jours de pêches, des jours*engins par exemple (Gascuel, 2008).

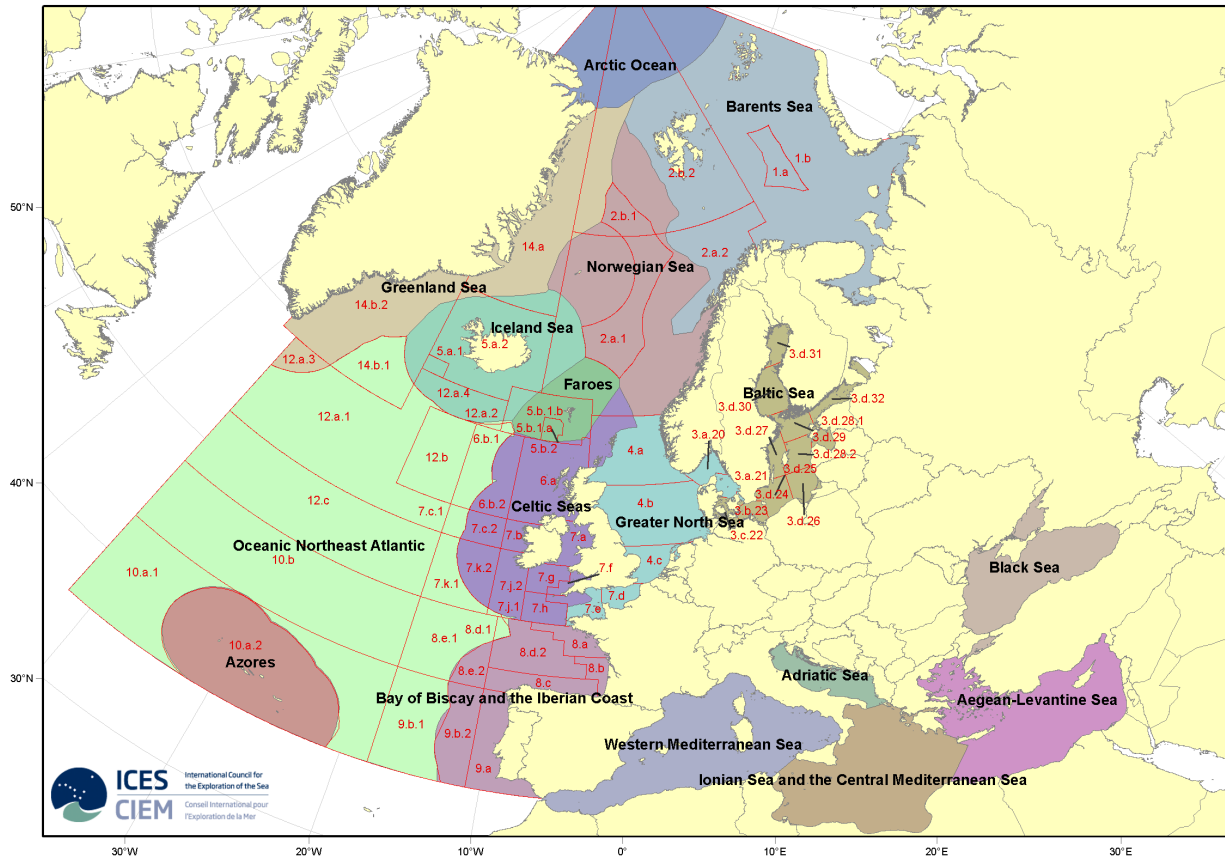


FIGURE 1.2 – Carte de l’Atlantique Nord-Est. Les régions et divisions CIEM sont représentées respectivement par des zones de couleur et des traits rouges. Source CIEM.

On distingue 2 types d’ORP : les Organisations Régionales de Gestion des Pêches (ORGP), et les organisations consultatives et scientifiques. Les ORGP, au nombre d’une vingtaine, sont les seules ORP qui peuvent faire adopter à leurs membres des mesures de gestion ou de conservation sur la base d’une expertise scientifique. Par exemple, en Atlantique, on trouve parmi les ORGP la Commission Internationale pour la Conservation des Thons Atlantiques (CICAT ou ICCAT), qui est la seule à intégrer des fonctions de recherche et de gestion. En Atlantique Nord-Est (voir carte figure 1.2), d’autres, comme la Commission des Pêches de l’Atlantique Nord-Est (CPANE ou NEAFC), ou l’Organisation pour la Conservation du Saumon de l’Atlantique (OCSAN ou NASCO) par exemple n’intègrent pas la fonction de recherche. Elles demandent des avis à une organisation consultative et scientifique : le Conseil International pour l’Exploration de la Mer (CIEM ou ICES). Le CIEM est constitué d’une vingtaine d’États membres sur les côtes de l’Atlantique Nord, où il centre ses activités. Il joue un rôle clé dans la gestion des pêches en Atlantique Nord-Est, puisqu’il fournit des recommandations sur la gestion de plus de 260 stocks à ses membres dans cette région. Dans d’autres régions, d’autres organisation scientifiques et consultatives font référence : par exemple, la North Pacific Marine Science Organization (PICES) dans le Nord du Pacifique Nord. L’efficacité de ces organisations internationales est directement dépendante des volontés politiques (FAO, 2016).

Les objectifs régionaux de gestion dans les eaux de l'Union Européenne, en Atlantique Nord-Est, sont dans la continuité des accords internationaux : la Directive Cadre Stratégie sur les Milieux Marins (DCSMM)(EU, 2008) incite à atteindre un bon état écologique des eaux européennes d'ici 2020, ce qui inclut l'exploitation durable des ressources aquatiques vivantes ; la nouvelle Politique Commune des Pêches (PCP ou FCP)(EU, 2013), entrée en vigueur en 2014, met en place la régionalisation de la gestion des pêches, demande l'exploitation au Rendement Maximal Durable (RMD) d'ici 2015, et la mise en place progressive d'une obligation de débarquement⁵ (EU, 2015).

En Atlantique Nord-Est, le CIEM émet des avis afin d'atteindre les objectifs posés par ces réglementations. Ils sont généralement basés sur l'évaluation quantitative (estimation de mortalité par pêche, recrutement⁶ et biomasse) ou qualitative d'un stock (indicateurs sur des tendances de mortalité par pêche, recrutement et biomasse par exemple), en fonction des observations disponibles. Un avis du CIEM, entre autres, conseille une capture pour l'année suivante afin d'atteindre une mortalité par pêche inférieure à F_{MSY} , conditionnellement à $MSY B_{trigger}$ ^{7,8}. Sur la base de l'avis du CIEM, les membres peuvent appliquer diverses mesures de gestion pour atteindre les objectifs.

On entend par mesure de gestion un ensemble d'actions pré-définies qui sont appliquées en fonction de l'état d'une pêcherie⁹. Elles peuvent prendre diverses formes : limitations de la capture, par des TAC (Totaux Admissibles de Captures), qui correspondent à la limite maximale de capture sur une année pour un stock ; limitations de l'effort de pêche via un nombre de licences de pêche, ou une limitation du nombre d'engins par licence ; des mesures visant la sélectivité des engins de pêche, comme des tailles minimales de débarquement, ou des mesures techniques imposant par exemple des tailles de minimales de maille aux chaluts. Les mesures de gestion peuvent être spatialisées : elles intègrent alors les hétérogénéités spatiales de la pêcherie, et régulent l'accès à la ressource dans l'espace et le temps. Par exemple des zones de pêches peuvent être fermées à certains engins de pêche à certaines saisons pour éviter de prélever des individus à des stades de vie critiques (cas des Aires Marines Protégées ; AMP), et permettre à des populations de produire de nouveaux individus.

L'approche de gestion basée sur les avis du CIEM est néanmoins principalement mono-

5. On distingue 2 fractions dans la capture : les débarquements, qui sont gardés à bord, débarqués puis vendus ; les rejets, qui sont jetés en mer avant de revenir au port. La cause de ces rejets est multiple : législative (quota de pêche atteint pour une espèce, individu pêché plus petit que la taille minimale autorisée), économique (le prix de l'individu est trop faible étant donné sa taille et/ou son espèce), ou capture accessoire (espèce non ciblée par la pêche, espèce interdite à la pêche). Les individus rejetés ont en général de faibles taux de survie, bien qu'il y ai des variations en fonction de l'engin de pêche et de l'espèce. De ce fait, un individu rejeté est souvent considéré comme retiré définitivement de son stock. L'obligation de débarquement vise à réduire au maximum les rejets, en incitant par exemple à des pratiques de pêche plus sélectives, c'est-à-dire qui permettent de capturer le plus possible des individus d'intérêt.

6. On entend par "recrutement" l'arrivée dans le stock de juvéniles issus de la reproduction

7. $MSY B_{trigger}$ est un point de référence utilisé par le CIEM pour réduire linéairement la mortalité par pêche si jamais la biomasse est estimée inférieure à ce point de référence. Ses modalités de calcul dépendent des stocks. Pour le merlu Nord et la sole, $MSY B_{trigger} = B_{pa}$ (ICES, 2015)

8. S'ils sont définis pour le stock évalué.

9. En pratique des facteurs socio-économiques sont également pris en compte.

stock¹⁰, ce qui empêche d'intégrer les aspects mixtes des pêcheries. On entend par pêche mixte une pêche dans laquelle plusieurs espèces sont capturées par un même processus de pêche. Ces pêcheries se caractérisent principalement par des interactions techniques, c'est-à-dire des interactions entre une ressource et des activités de pêche résultant de l'exploitation d'un même stock en tant qu'espèce cible ou accessoire (Pope, 1979). Via des interactions techniques, une activité de pêche peut avoir une influence sur les captures d'une autre activité de pêche. Ainsi, la gestion d'une activité de pêche peut avoir différents effets :

- Une limitation sur les captures d'un stock peut amener à des reports d'effort et de plus fortes captures sur d'autres stocks
- Un TAC faible peut amener plus rapidement à l'épuisement de ce TAC. L'espèce sujette au TAC peut être capturée en visant d'autres espèces, ce qui amène à la rejeter systématiquement après épuisement de son TAC. Idéalement, dans ces situations, un changement de technique de pêche amène à pêcher considérablement moins de l'espèce dont le TAC est épuisé. Néanmoins, ce n'est pas toujours possible, ce qui est problématique dans le cadre de l'obligation de débarquement, car pour ne pas avoir de rejets, il ne serait plus possible de pêcher dans une zone donnée les autres espèces ciblées. On parle alors de *choke species* ("espèce bloquante")
- Limiter les captures d'une espèce prédatrice d'autres d'espèces peut avoir des conséquences sur les autres stocks. Par la remontée attendue de la biomasse de prédateurs, celle d'autres stocks peut diminuer, car plus fortement prédatés.

Cette liste n'est pas exhaustive, mais montre la complexité de gérer durablement une pêche mixte. Dans ce but, des plans de gestion pluriannuels sont en cours de développement (Eaux Occidentales et mer du Nord (division 9.a, zones 8, 7, 6 et 4 de la figure 1.2)). Ils fixent des objectifs de gestion, par exemple un seuil de mortalité par pêche, ainsi que des mesures de gestion permettant de les atteindre à moyen terme. Ces plans sont conçus pour une région en particulier, en tenant des comptes des problèmes liés aux stocks se chevauchant spatialement, des aspects mixtes d'une pêche (STEFCF, 2015a,b). Des mesures de gestion spatialisées peuvent prendre en compte les variations spatiales de la pêche, pour réduire les risques cités ci-dessus : un TAC défini en fonction des variations spatiales du stock pourrait limiter les risques de *choke species*, ou éviter de sur-exploiter une fraction du stock ; une fermeture spatiale provoquerait des reports d'efforts autour de la zone fermée, ce qui peut être pris en compte par des mesures de gestion définies conjointement à la fermeture de zone. Les effets d'une gestion tenant compte des variations spatiales d'un stock, ou de l'aspect mixte d'une pêche sont toutefois encore mal connus, et nécessitent une évaluation plus poussée.

1.2 La gestion du stock de merlu Nord en Atlantique Nord-Est

Le stock de merlu Nord fait partie des espèces intégrées dans les plans de gestion pluriannuels des Eaux Occidentales et de mer du Nord (STEFCF, 2015a,b). Étant donné les

10. L'évaluation des stocks est monostock, et les avis sont en grande partie basés sur ces évaluations. Toutefois, certains avis peuvent intégrer des éléments liés à l'aspect mixte de la pêche via les avis du groupe de travail WGMIXFISH.

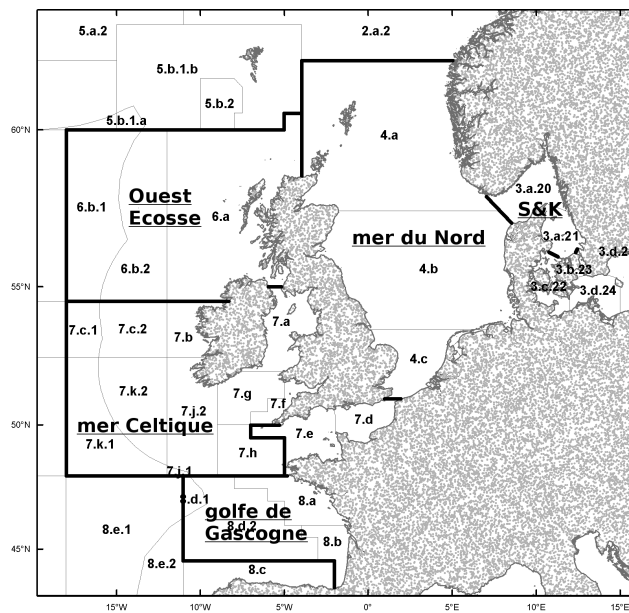


FIGURE 1.3 – Carte mettant en évidence les zones d’intérêt dans cette étude : le golfe de Gascogne, la mer Celtique, l’Ouest Écosse, la mer du Nord, Skagerrak et Kattegat (S&K)

caractéristiques du merlu Nord et de son exploitation, ce stock concentre plusieurs problématiques de gestion.

1.2. 1 Le stock de merlu Nord : biologie et exploitation

Le merlu européen est distribué sur une grande zone, de la Mauritanie au Sud de la Norvège, en incluant la mer Méditerranée (Casey et Pereiro, 1995). On distingue 3 stocks : le stock méditerranéen, dont la différenciation avec les populations atlantiques a été confirmée par des études génétiques, le stock Sud, le long des côtes de la péninsule ibérique, et le stock Nord, réparti de Capbreton au Sud de la Norvège (golfe de Gascogne, mer Celtique, Ouest Écosse, mer du Nord, Skagerrak et Kattegat figure 1.3). Une division entre ces 2 derniers stocks est supposée au niveau de Capbreton, où le plateau continental est très étroit, bien qu’il n’y ai pas de preuve génétique d’une différenciation entre les 2 stocks (Roldán *et al.*, 1998). Le merlu vit sur les zones de plateau et d’accore, entre 70 et 370m de profondeur principalement (Murua, 2010). Les individus matures se reproduisent le long de l’accore, du Portugal à l’Écosse en début d’année. La reproduction se fait plus tardivement dans les zones les plus au Nord : de janvier à mai dans le golfe de Gascogne, d’avril à juillet en mer Celtique, de mai à août en Ouest Écosse (Casey et Pereiro, 1995). Après une brève vie pélagique, les juvéniles atteignent des zones vaseuses de nourricerie, où ils se nourrissent principalement de crustacés, contrairement aux adultes, principalement piscivores. Des migrations verticales liées à l’alimentation du merlu, principalement de juvéniles, ont été documentées, passant le jour au fond et la nuit en surface, ce qui provoque des changements de capturabilité (Casey et Pereiro, 1995; Doray *et al.*, 2010; Mahévas *et al.*, 2011). Les principales zones de nourriceries sont la Grande Vasière du golfe de Gascogne et au Sud de l’Irlande; d’autres zones ont été identifiées, comme dans les eaux côtières écossaises (Quéro et Vayne, 1997). Dès 2 ans, des

mouvements saisonniers sont documentés pour le merlu (Korta *et al.*, 2015), bien que les mouvements horizontaux du merlu soient plutôt mal connus, et supposés sur la base d'analyse de captures : un mouvement d'agrégation des matures en début d'année, du plateau vers l'accore, précédant la reproduction (Casey et Pereiro, 1995; Poulard, 2001), puis une dispersion sur le plateau les mois suivants, que Drouineau *et al.* (2010) a essayé de quantifier ; des migrations de Ouest Écosse vers mer du Nord de mai à août, puis dans la sens inverse de septembre à décembre (Baudron et Fernandes, 2015). Des migrations entre mer Celtique et golfe de Gascogne seraient possibles (Bertignac *et al.*, 2012) mais non observées. En moyenne, les merlus sont matures vers 45-50cm pour les femelles, et 35cm pour les mâles (Martin, 1991; Lucio *et al.*, 2000; Piñeiro et Saínza, 2003). Le modèle de croissance du merlu et son ageage ont récemment été remis en cause, l'otolithométrie¹¹ étant difficile à pratiquer sur cette espèce (de Pontual *et al.*, 2006). Il n'existe pas de méthode validée de lecture de l'âge, les observations sur le merlu sont donc structurées en taille uniquement, et non âge. Ceci justifie de travailler sur des modèles structurés en taille et non en âge pour ce stock. Sa taille maximale est entre 130 et 140 cm, son âge maximal serait vers 12 ans (Murua, 2010; ICES, 2014a) ; un dimorphisme sexuel est observé, avec une croissance plus lente chez les mâles que les femelles dès environ 3 ans (Quéro et Vayne, 1997) ; la taille maximale du mâle étant plus faible que celle de la femelle, les plus grandes classes de taille contiennent plus de femelles que de mâles (Korta *et al.*, 2015). Les variations du recrutement spatio-temporelles sont mal expliquées, même si un lien entre recrutement et conditions environnementales a été mis en évidence (Sánchez et Gil, 2000; Goikoetxea et Irigoien, 2013) ; il serait favorisé par des scénarios climatiques intermédiaires.

C'est une des espèces commerciales les plus importantes du golfe de Gascogne depuis la première moitié du *XX^{ème}* siècle (Murua, 2010), autant en volume qu'en valeur. Le stock de merlu Nord est exploité toute l'année principalement par des flottilles françaises, espagnoles, mais aussi anglaises, irlandaises et danoises, et dans une moindre mesure norvégiennes, belges, néerlandaises, suédoises et allemandes. On estime qu'environ 118000 tonnes de merlu du stock Nord ont été capturées en 2016, dont environ 31700 dans le golfe de Gascogne (ICES, 2017). Les fileyeurs, les palangriers, ainsi que les chalutiers espagnols ciblent de plus grands individus, et ces derniers pêchent généralement plus loin de la côte que les autres chalutiers. Les captures sont en hausse en mer du Nord depuis 2005, depuis une supposée hausse de la biomasse de géniteurs (Baudron et Fernandes, 2015).

1.2.2 État du stock et gestion

Le stock de merlu Nord est actuellement considéré dans les limites permettant une exploitation durable, définis par les points de référence au Rendement Maximum Durable (RMD) par ICES (2014c) (ICES, 2017). La biomasse de géniteurs est estimée supérieure depuis 2008 au point de référence $MSY B_{trigger}$ (45 000 t). La mortalité par pêche globale est estimée

11. Les otolithes sont des concrétions minérales de l'oreille interne. Ils peuvent prendre des formes très diversifiées en fonction des espèces, et contiennent de nombreuses informations sur la vie d'un individu depuis sa naissance. L'otolithométrie consiste à lire ces renseignements sur la croissance, la santé et l'environnement d'un individu. Cette lecture est plus ou moins incertaine en fonction de l'information recherchée, de l'espèce. Dans le cas du merlu, la lecture des informations sur l'âge est encore incertaine.

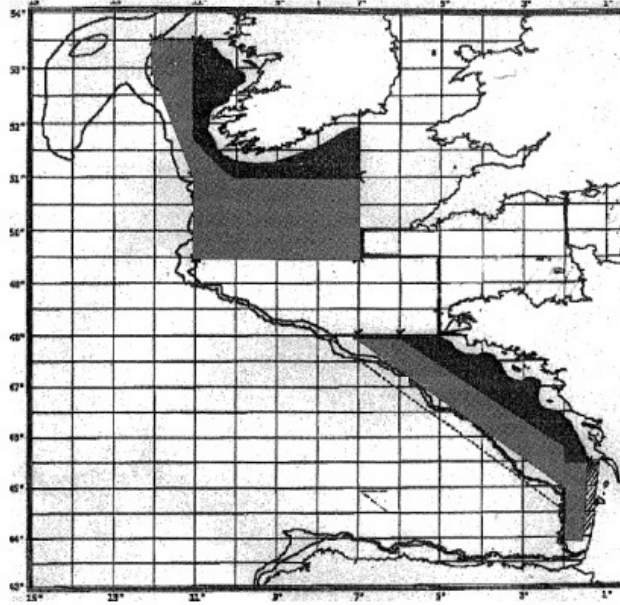


FIGURE 1.4 – Localisation des box merlu dans le golfe de Gascogne et la mer Celtique. Source Le Marin.

depuis 2012 proche du point de référence F_{MSY} (0.28). Pour exploiter ce stock le plus durablement possible, plusieurs plans et mesures de gestion sont ou ont été appliqués : en 1998, taille minimale de débarquement à 27 cm (sauf Skagerrak et Kattegat)(EC, 1998), toujours en place ; en 2001, un plan d’urgence a été mis en place, imposant un TAC pour limiter le plus possible les captures, ainsi que des mesures techniques : taille de maille au minimum de 100 mm dans des zones du plateau du golfe de Gascogne et de mer Celtique pour tous les chaluts (“box merlu”, zones gris clair et foncé figure 1.4), ainsi que pour les chalutiers capturant une quantité minimale de merlu (EC, 2001a,b). Ces mesures techniques sont toujours en place. En 2004, un plan de rétablissement du stock est appliqué(EC, 2004), implémentant des TAC pour atteindre un seuil de biomasse minimale (140 000 t) aujourd’hui obsolète. L’objectif du TAC est depuis 2012 de permettre d’exploiter le stock aux points MSY $B_{trigger}$ et F_{MSY} , ce qui est actuellement le cas. Le stock est également soumis à l’obligation de débarquement depuis 2016 (EU, 2015).

Bien que ces mesures de gestion doivent mener vers une exploitation du stock la plus durable possible, celles-ci n’intègrent pas les hétérogénéités spatiales du merlu Nord, qui ne sont pas prises en compte lors de la conception d’un TAC à partir des estimations d’un modèle d’évaluation non spatialisé. Par exemple, bien que le TAC du merlu soit spatialisé, il l’est sur la base de proportions fixes qui garantissent une stabilité relative des opportunités de pêche à chaque État membre sur la base des niveaux historiques de pêche (voir table 1.1). Cela peut amener à sur-exploiter le stock, étant donné une inadéquation entre les proportions d’abondance dans les zones et la répartition spatiale des captures autorisées. Le cas inverse est également problématique dans le cadre de l’obligation de débarquement : si un TAC très faible est alloué à une zone abondante, lorsque le TAC est épuisé, il n’y a plus possibilité de

Zone	Skagerrak, Kattegat, mer Baltique (3)	mer de Norvège, mer du Nord (2a,4)	Ouest Écosse, mer Celtique et autres (5b,6,7,12,14)	golfe de Gascogne (8abde)
Proportion allouée	~3%	~3,5%	~56%	~37,5%

TABLE 1.1 – Proportions approximatives du TAC de merlu Nord allouées aux sous-zones CIEM, déduites de ICES (2017)

débarquer du fait de l'épuisement du TAC, ni de rejeter du fait de l'obligation de débarquement. Enfin, des mesures techniques sur les tailles de mailles liées au merlu sont spatialisées (Vogel, 2016), puisqu'appliquées uniquement dans certaines zones, afin de réduire la capture de jeunes merlus et leur rejet : par exemple, la taille de maille doit être au minimum de 100 mm pour les chaluts, 100 mm pour les filets golfe de Gascogne et 120 mm pour les filets mer Celtique au sein de la zone "box merlu". Néanmoins, ces mesures résultent d'un compromis entre gestionnaires et pêcheurs et n'adressent pas totalement le problème des rejets : en effet, malgré ces mesures, de grandes quantités de merlus, estimées à plusieurs centaines de tonnes annuellement, sont rejetées par les chalutiers langoustiniers dans les zones de vasière.

Ce dernier problème est lié à la mixité de la pêcherie du golfe de Gascogne au sein de laquelle le stock de merlu Nord est pêché. Or, cette dimension, n'est actuellement pas intégrée à la gestion du merlu Nord : en effet, le TAC du merlu Nord est censé permettre d'atteindre les objectifs de gestion du merlu Nord, indépendamment de l'état et de la gestion d'autres stocks, comme la sole et la langoustine du golfe de Gascogne. Les interactions techniques entre stocks, par exemple des reports d'effort, sont ignorées, alors qu'elles peuvent compromettre les capacités à atteindre un objectif de gestion.

Adresser les problématiques de gestion précédentes demande des connaissances sur les variations spatiales du merlu Nord et de son exploitation à l'échelle des régions où il est présent (golfe de Gascogne, mer Celtique par exemple). Un modèle d'évaluation spatialisé du stock de merlu Nord permettrait une meilleure compréhension de la dynamique spatio-temporelle de ce stock, ainsi que d'envisager des mesures de gestion spatialisées adaptées à cette dynamique.

1.3 Une gestion complexifiée dans un contexte de pêcherie mixte

Le merlu Nord est capturé dans un contexte de pêcherie mixte dans le golfe de Gascogne, ce qui a un impact direct sur sa gestion. Les principaux aspects de cette pêcherie sont présentés, ainsi que les problématiques de gestion pour le merlu Nord liés aux aspects mixtes de la pêcherie.

1.3.1 La pêcherie mixte démersale du golfe de Gascogne

Le golfe de Gascogne est situé dans les Eaux Australes Occidentales de l'Atlantique Nord-Est (*South Western Waters* ; SWW). On distingue dans cette région les eaux ibériques (divisions 27.8.c et 27.9.a de la figure 1.2) du golfe de Gascogne (zones 27.8a,b,d figure 1.2).

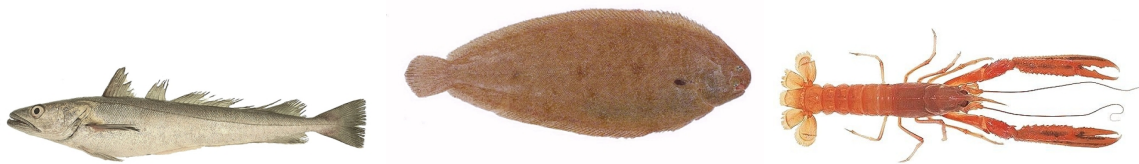


FIGURE 1.5 – Photographies de merlu européen (gauche), sole commune (milieu) et langoustine (droite). Source IFREMER.

On trouve dans le golfe de Gascogne un plateau large en moyenne d'environ 150-180km le long de la côte française, et très étroit au Sud, au niveau de Capbreton ; sa profondeur est comprise entre 0 et 200m environ (Murua, 2010). La découpe des zones 8.a et 8.b suit grossièrement le plateau. Ce plateau est séparé d'une zone abyssale par un accore, brusque pente en bordure de plateau d'une profondeur de 200 à 2300m environ. Sur le plateau, au Sud de la Bretagne et à l'Ouest de la côte française, se trouvent plusieurs zones de vasières, dont la Grande Vasière. Elles ont une grande importance écologique, puisque, entre autres, elles sont des nourriceries¹² pour plusieurs espèces (Quéro et Vayne, 1997).

Le golfe de Gascogne est une zone très productive, avec plus de 200 espèces commerciales capturées principalement par des flottilles françaises et espagnoles. On y trouve la pêche mixte démersale¹³ du golfe de Gascogne, capturant de nombreuses espèces, avec des interactions complexes entre les flottilles via les espèces (STECF, 2015b). De ce fait, la gestion des espèces concernées est complexifiée, puisqu'une mesure de gestion sur une espèce peut avoir des répercussions sur d'autres de différentes manières.

1.3. 2 Principales espèces exploitées

Dans cette thèse, en plus du focus principal sur le stock Nord de merlu européen (*Merluccius merluccius*), les dynamiques de 2 autres espèces dites principales de la pêche mixte sont abordées : la sole commune (*Solea solea*), et la langoustine (*Nephrops norvegicus*), représentées en figure 1.5. Ces 3 espèces sont les 3 plus capturées en valeur par les flottilles françaises dans cette pêche en 2013 (STECF, 2015b), et sont sujettes à des interactions techniques dans la pêche mixte.

La sole commune Le stock de sole commune est réparti le long de la côte française du golfe de Gascogne, de la frontière espagnole à la pointe bretonne, sur le plateau continental. Elle vit principalement à moins de 150m de profondeur, et échange peu voire pas avec les autres stocks de sole (ICES, 2013a). Plusieurs zones de reproduction ont été identifiées le long de la côte des Landes, entre Arcachon et l'estuaire de Gironde, face à La Rochelle, dans l'estuaire de la Loire, et le long de la côte Bretagne Sud (Arbault *et al.*, 1986), et des nourriceries dans les baies, pertuis, et estuaires le long de la côte Atlantique française (Le Pape *et al.*, 2003). La sole se reproduit principalement de janvier à mars dans le Sud et de février à avril dans

12. Zone où se regroupent les alevins et juvéniles d'une espèce mobile durant les premiers mois ou les premières années de leur vie, pour s'y nourrir et poursuivre leur développement (Agence Française pour la Biodiversité)

13. Démersal : Qualifie ce qui est proche du fond (FAO)

le Nord du golfe de Gascogne. Les alevins passent leurs 2 premières années à proximité des côtes, dans les zones de nurseries, puis sont recrutés dans le stock. Une corrélation positive entre taille de la nurserie et décharge fluviale en hiver et au printemps a été montrée, cette dernière ayant une influence directe sur le nombre de juvéniles produits une année (Le Pape *et al.*, 2003). Adulte, la sole rejoint des zones très côtières au printemps, entre 3 et 50 m de profondeur, et retourne dans des eaux plus profondes l'hiver. Elle acquiert sa maturité sexuelle en moyenne vers 4 ans (Quéro et Vayne, 1997). On estime sa taille maximale vers 70cm, et pourrait vivre jusqu'à 27 ans (Quéro et Vayne, 1997). Néanmoins, actuellement, les classes d'âge au-delà de 8 ans sont modélisées en une seule classe d'âge cumulative ("groupe +").

La sole est une des espèces les plus importantes en valeur dans la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne. Environ 90% des débarquements proviennent des flottilles françaises, le reste venant principalement de flottilles belges. La sole est principalement exploitée par des filets visant la sole (trémails à sole). Le reste est constitué de chalutiers français et belges, ceux pêchant près des côtes capturant plus de jeunes individus que les autres. La sole est exploitée toute l'année, même s'il existe une saisonnalité : les fileyeurs côtiers capturent moins à l'automne, les chalutiers côtiers capturent moins en hiver, et les flottilles françaises au large capturent plus au premier trimestre (ICES, 2013a). Les rejets sont très faibles pour ce stock, et estimés à moins de 5 % de la capture totale en 2016 (ICES, 2017). Étant donné son prix élevé, la sole est une ressource clé pour les flottilles l'exploitant ; les plus dépendantes sont donc potentiellement plus durement affectées par des mesures de gestion la visant. On estime qu'environ 3350 tonnes de sole ont été débarquées en 2016 (ICES, 2017).

Le stock de sole commune est estimé proche du point de référence $MSY B_{trigger}$ (10 600 t) les années les plus récentes, et sa mortalité par pêche supérieure à F_{MSY} (0.33) : il est donc exploité en dehors des limites permettant une exploitation durable du stock (ICES, 2017). Depuis 1998, la taille minimale de débarquement est à 24cm, et des mesures techniques (tailles minimales de maille) sont en place (EC, 1998). Un plan de gestion a été adopté en 2006 pour amener la biomasse de sole au-dessus du point de référence B_{pa} de 13000 tonnes (EC, 2006), objectif qui a été atteint en 2008. Puis, un plan de gestion a été proposé afin d'amener la mortalité par pêche en dessous de F_{MSY} , grâce à un TAC constant, qui peut être éventuellement réduit s'il est estimé que la mortalité par pêche a augmenté 2 années consécutives, ou si la biomasse de géniteurs est inférieure à B_{pa} . Ce plan est jugé compatible avec l'approche de précaution, et devrait permettre d'exploiter durablement le stock d'ici 2020. L'industrie a également implémenté une restriction de taille de maille de 80mm pour les chalutiers de janvier à mai et d'octobre à décembre. Enfin, la pêche sole est fermée durant la période de reproduction, entre janvier et mars, pendant 21 jours (ICES, 2017). Le stock est également soumis à l'obligation de débarquements depuis 2016 (EU, 2015).

La langoustine Un stock de langoustine est présent dans le golfe de Gascogne, dans la Grande Vasière. Sa répartition est plus déterminée par les fonds que la profondeur : la langoustine occupe des fonds sablo-vaseux de préférence, et est très dense sur les bancs de sédiments fins (Abbes, 1991), dans lesquels elle creuse des terriers. Elle quitte ces terriers surtout à l'aube et au crépuscule, où la luminosité est faible, pour se nourrir. Elle y reste

terrée le jour, ce qui le protège de ses prédateurs, qui pourraient inclure les merlus de grande taille (ICES, 2016a). Les langoustines présentent un fort dimorphisme sexuel. La maturité sexuelle est atteinte vers 2,5 ans pour les femelles, et 2 ans pour les mâles. La reproduction se fait juste après la mue des femelles, la ponte se fait entre août et octobre dans le golfe de Gascogne. Les larves connaissent une vie pélagique pendant un mois, puis se posent sur le fond. L'espèce est sédentaire : adultes et juvéniles évoluent au même endroit. La langoustine croît par mues successives : 2 fois par an pour les femelles immatures et les mâles, 1 fois par an pour les femelles matures en avril (Fifas et Biseau, 2006).

Le stock de langoustine du golfe de Gascogne est exploité quasi-exclusivement par une flottille de chalutiers de fond français (186 en 2016 (ICES, 2017)), et quelques navires espagnols. Elle est pêchée principalement en printemps et en été, mais la saisonnalité est de moins en moins marquée (Fifas et Biseau, 2006). De nombreux individus sont pêchés sous la taille minimale de débarquement, provoquant de forts rejets pour ce stock (estimés à environ 38% de la capture totale en poids de 2016). On estime qu'environ 6600 tonnes de langoustine ont été capturées en 2016 (ICES, 2017).

La mortalité par pêche du stock de langoustine est estimée inférieure à un proxy du F_{MSY} , et aucun autre point de référence n'est disponible (ICES, 2017). Le stock était géré jusqu'en 2016 comme un stock de catégorie 3, c'est-à-dire un stock pour lequel les informations sont insuffisantes pour évaluer le stock et son exploitation, mais pour lequel des indices d'abondance sont disponibles (ICES, 2012). Depuis 2017, suite à la validation de la campagne vidéo LANGOLFTV destinée à estimer l'abondance de langoustine, il est évalué comme un stock de catégorie 1, c'est-à-dire un stock pour lequel une évaluation de son abondance et de son exploitation est possible, comme pour le merlu Nord ou la sole (ICES, 2017). Les professionnels français ont longtemps utilisé une taille minimale de débarquement de 26 mm longueur céphalothoracique¹⁴, taille reprise dans une régulation française de 2005 (JORF, 2005). Depuis 2004, une limite du nombre de licences de pêche est en place (186 navires en 2016). Des mesures techniques sont également en place : des tailles de maille minimales sont contraintes par les régulations liées au merlu (100mm dans la zone dite "box merlu")(EC, 2001a,b). Depuis 2006, une dérogation à cette taille minimale est en place pour les chaluts utilisant un panneau à maille carrée, un dispositif sélectif permettant aux individus sous taille minimale de s'échapper du chalut, et donc de ne pas être capturés. L'utilisation de ce type de dispositifs est encouragée pour réduire les rejets et permettre une exploitation la plus durable possible(EC, 2009). Dès avril 2008, le Comité National des Pêches Maritimes et des Élevages Marins (CNP MEM) impose d'utiliser un dispositif sélectif pour les navires capturant plus de 50kg de langoustine par jour. La profession a également mis en place des quotas mensuels, limitant l'effort de pêche (ICES, 2017). Des études ayant montré qu'environ la moitié des langoustines sous taille pourraient survivre au rejet, une dérogation temporaire à l'obligation de débarquement est accordée à cette pêcherie(EU, 2018).

14. Pour les crustacés, contrairement aux poissons, la mesure en taille ne se réalise pas avec la longueur totale de l'individu, mais seulement avec la longueur de son céphalothorax (Mahé *et al.*, 2007).

1.3.3 Principales interactions techniques

Merlu, sole et langoustine concentrent plusieurs interactions techniques dans la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne : la plus forte est celle due aux chalutiers de fonds visant la langoustine, qui pêchent dans la Grande Vasière. La Grande Vasière étant également une zone de nurserie du merlu, de nombreux jeunes merlus y sont présents et capturés, de taille inférieure à leur taille minimale de débarquement. Ils sont donc rejetés en grande quantité. Autre interaction : en pêchant la sole au chalut de fond ou au filet, il est également possible de capturer des merlus : ainsi, une mesure de gestion visant la sole peut impacter indirectement le stock de merlu Nord. Enfin, il existe également des interactions dans la dynamique des flottilles, puisque certaines flottilles peuvent passer d'un métier ciblant le merlu, à un métier ciblant la sole. On parle alors de report d'effort du merlu vers la sole. Par exemple, ce cas peut se présenter lorsqu'une réglementation limite grandement les captures de merlu, ce qui incite les pêcheurs à viser d'autres stocks.

Pour évaluer les effets de mesures de gestion dans cette pêche, il est donc nécessaire de tenir compte des interactions techniques entre ces 3 stocks, en prenant en compte les dynamiques spatio-temporelles des stocks de merlu, sole et langoustine et de leur exploitation.

2 Évaluation de stratégies de gestion

Le cadre d'évaluation de stratégies de gestion (*Management Strategy Evaluation* ; MSE) permet de concevoir et évaluer des mesures de gestion, applicable à des cas très divers. Holland (2010) le définit comme un "cadre général visant à concevoir et tester des stratégies de gestion, qui spécifient des règles de décision, des méthodes d'évaluation et les données utilisées pour définir et ajuster les TAC ou niveaux d'effort pour atteindre un ensemble d'objectifs de gestion de pêche". Cette définition inclut notamment :

- une règle de gestion : ICES (2005) la définit comme un "algorithme d'actions de gestion pré-définies qui est fonction de variables liées à l'état de la population de poissons". On parle également d'*Harvest Control Rule* (HCR). L'action de gestion est donc une réponse à un état perçu ou estimé du système. Par exemple, en fonction de la biomasse estimée du stock (perception), un TAC est établi (réponse). En fonction de ce TAC, le comportement des pêcheurs peut changer, via par exemple des reports d'effort
- une stratégie de gestion, définie comme "un ensemble de règles qui utilisent des données pré-spécifiées pour fournir des recommandations pour des actions de gestion, où la performance des règles a été évaluée par simulation" (Butterworth *et al.*, 1997; Butterworth et Punt, 1999). La stratégie de gestion inclut les règles de gestion du point précédent, mais aussi un ensemble de données (par exemple des observations de captures) et la méthode utilisée pour les analyser (par exemple, un modèle d'évaluation de stock). Un exemple de stratégie de gestion est l'approche actuelle de gestion pour le stock de merlu Nord : des observations de captures et des estimations d'indices d'abondances sont analysées par un modèle d'évaluation de stock. Sur la base des estimations de ce modèle (abondance, mortalité par pêche), la valeur du TAC est définie (règle de gestion).

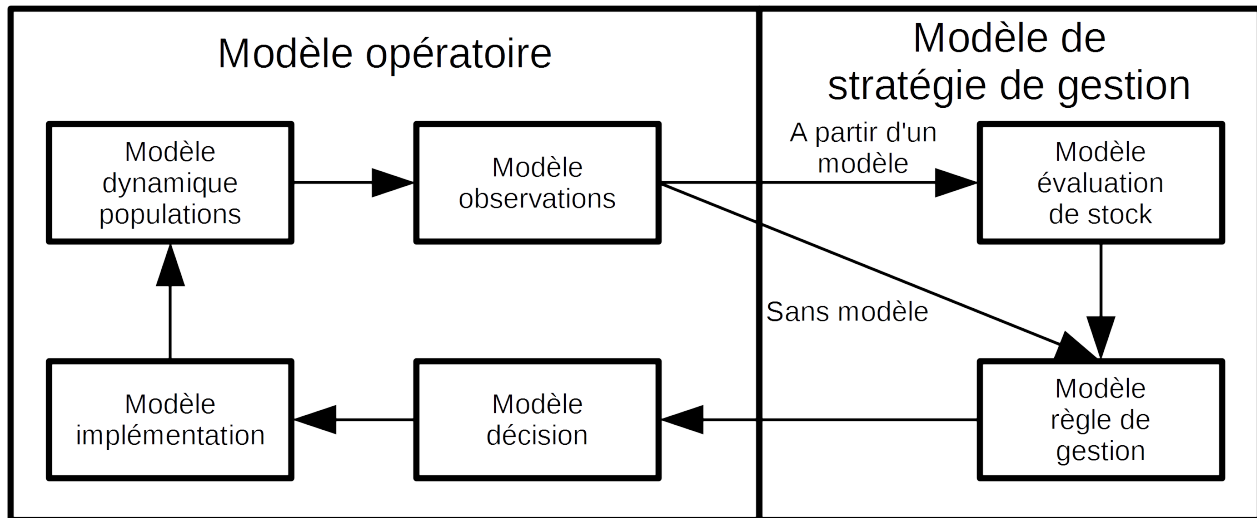


FIGURE 1.6 – Les principales composantes de modélisation d’une MSE (traduit de McAllister *et al.* (1999))

- un cadre d’évaluation : il s’agit d’un ensemble d’objectifs de gestion qui sont évalués par des statistiques de performances, qui permettent de prendre en compte les nombreuses incertitudes sur la pêcherie. Les objectifs de gestion peuvent être antagonistes (par exemple, maximiser la capture, tout en minimisant le risque d’effondrement du stock), et leur évaluation dépend de leur nature : probabilité d’effondrement d’un stock, tonnage de captures sur une année, etc.

Les MSE constituent un cadre rigoureux d’évaluation de mesure de gestion. Elles ont déjà été appliquées à des cas d’étude variés : des stocks de requin-hâ et d’émissole gommée au Sud de l’Australie (Punt *et al.*, 2001), de lieu d’Alaska (A’mar *et al.*, 2008), des pêcheries mixtes en mer du Nord (Hamon *et al.*, 2007; Ulrich *et al.*, 2016), des cas spatialisés et pauvres en données (Marchal et Vermard, 2013), multi-spécifiques axé petites pêcheries (Plagányi et Butterworth, 2006a,b).

La MSE est un processus long, qui a plus de chances de réussir lorsque tous les acteurs d’une pêcherie sont impliqués, notamment pour définir des objectifs à long terme (Francis et Shotton, 1997; De Oliveira *et al.*, 2009). Dans le cadre de cette thèse, seul le cadre de modélisation de la MSE a été abordé, dans le sens où il n’a pas été élaboré puis mis en place avec l’ensemble des acteurs de la pêcherie, et n’a pas fait l’objet d’expérimentations *in situ*.

Le cadre de modélisation de la MSE, résumé dans la figure 1.6, intègre 2 modèles : un modèle opératoire, et un modèle de stratégie de gestion. Le modèle opératoire vise à représenter au mieux la réalité du système, tandis que le modèle de stratégie de gestion reproduit le processus d’élaboration d’une règle de gestion, sur la base des dynamiques des dynamiques perçues du modèle opératoire. Les dynamiques de population et d’exploitation simulées dans le modèle opératoire sont décrites par un ensemble d’observations dont la collecte est simulée par le modèle d’observations. Ces observations sont soit directement utilisées dans le modèle de règle de gestion pour établir une règle de gestion, par exemple sur la base de tendances

d'indices d'abondance ; soit sont analysées avec un modèle d'évaluation de stock, dont les estimations sont utilisées pour établir des règles de gestion. Ces 2 voies représentent 2 manières de percevoir les dynamiques de la pêche étudiée, dépendantes de l'information disponible sur cette pêche. La règle de gestion établie en fin de modèle de stratégie de gestion peut être modifiée par le modèle de décision, représentant les modifications apportées entre la règle de gestion conseillée, et celle effectivement appliquée par les gestionnaires. Cette règle et ses effets, c'est-à-dire la réponse des pêcheurs, sont décrites dans le modèle d'implémentation, ce qui a des effets sur les dynamiques de la pêche.

3 Un cadre d'évaluation de stratégies de gestion pour le merlu Nord

3.1 Choix de modélisation

Dans le cadre de cette étude, on souhaite évaluer l'effet de mesures de gestion du stock de merlu Nord à l'échelle de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne. Notamment, il s'agit d'évaluer l'effet de mesures de gestion du merlu Nord spatialisées en fonction de ses dynamiques, tout en tenant compte des conséquences de cette gestion à l'échelle de la pêche mixte merlu Nord-sole-langoustine. Pour ce faire, un cadre MSE pour le merlu Nord est proposé (approche "à partir d'un modèle" figure 1.6), prenant en compte les dynamiques des stocks de sole et de langoustine (approche "sans modèle" figure 1.6). Il s'agit donc de coupler un modèle opératoire décrivant les dynamiques des stocks de merlu Nord, sole et langoustine du golfe de Gascogne et leur exploitation, à un modèle d'évaluation du stock de merlu Nord.

Plusieurs contraintes s'appliquent aux modèles dans le cadre de MSE. Pour tester des mesures de gestion spatialisées, il est nécessaire de connaître et considérer les hétérogénéités spatiales de la pêche, c'est-à-dire la distribution spatiale des populations exploitées et des activités de pêche. Ceci implique que le modèle d'évaluation doit être spatialement explicite. Par la nature mixte de la pêche, les mesures de gestion peuvent avoir un impact sur plusieurs stocks, ce qui nécessite de modéliser dans le modèle opératoire, en plus des dynamiques du merlu et des flottilles qui le capturent, celles de la sole et de la langoustine dans le golfe de Gascogne. Le modèle opératoire doit tenir compte des variations spatio-temporelles de dynamiques connues dans la pêche. Le modèle opératoire doit pouvoir modéliser des mesures de gestion spatialisées (limitations de captures ou d'effort spatialisées par exemple), ainsi qu'une réponse réaliste de la pêche à ces mesures : ce point est important, car il constitue le lien entre l'élément à évaluer, et l'effet qu'il peut provoquer dans la pêche. Enfin, dans un cadre de modélisation de MSE, le modèle opératoire simule le plus réalistement possible les dynamiques de la pêche, ce qui permet d'évaluer les faiblesses du modèle d'évaluation de stock. Un compromis est à trouver entre un modèle extrêmement complexe décrivant finement le fonctionnement du système, mais lourd à manipuler et valider, et un modèle extrêmement simple et dont les sorties sont aisément interprétables, mais trop éloigné des processus de la pêche. Enfin, le modèle opératoire ne peut pas être moins complexe que le modèle d'évaluation, puisqu'il ne fait pas sens d'évaluer les dynamiques d'un système plus simple que le modèle censé les estimer.

3.2 Modèle d'évaluation du stock de merlu Nord

Jusqu'en 2010, le CIEM évaluait le stock de merlu Nord avec XSA (Shepherd, 1999), un modèle d'analyse de cohortes (*Virtual Population Analysis* ; VPA), qui consiste à reconstruire la série historique d'abondance en âge en utilisant les informations sur les individus morts chaque année (ce qui inclut les captures par classe d'âge). L'utilisation de ce modèle, basé sur la structure en âge du stock, est devenue problématique lorsqu'il a été montré que les méthodes de détermination de l'âge du merlu sur-estimaient son âge. Les données étant insuffisantes pour développer une méthode robuste permettant d'âger les individus (de Pontual *et al.*, 2006), le CIEM utilise depuis 2010 un modèle d'évaluation conçu pour travailler avec des observations structurées en taille (ICES, 2010a). L'évaluation se fait avec le modèle Stock Synthesis (Methot et Wetzel, 2013). Il s'agit d'un modèle d'analyse intégrée, c'est-à-dire une méthode d'évaluation combinant plusieurs sources de données dans une seule analyse. Bien que le modèle utilisé modélise une structure en âge du stock, il s'ajuste à l'ensemble des observations en taille via la description de la croissance du stock, en prenant en compte une variabilité inter-individuelle. D'autres modèles d'analyse intégrée existent, et permettent d'intégrer des niveaux variables de complexité, dont des variations spatiales, des processus de dynamique de population ou d'exploitation pouvant être estimés par optimisation. On citera, parmi les modèles pouvant décrire des processus explicitement spatiaux, A-SCALA (Maunder et Watters, 2003), MULTIFAN-CL (Fournier *et al.*, 1998), CASAL (Bull *et al.*, 2012) ou encore GADGET (Begley et Howell, 2004). Stock Synthesis en fait également partie, et peut intégrer une structure spatialement explicite, néanmoins, le modèle actuellement utilisé pour l'évaluation n'estime pas les variations spatiales du stock ou de l'exploitation (ICES, 2014a).

Aucun modèle d'évaluation spatialisé d'évaluation du stock de merlu Nord n'existant actuellement, on se propose de partir du modèle Stock Synthesis existant, et de le complexifier pour y décrire des variations spatiales. Un tel modèle devrait permettre d'établir des mesures de gestion spatialisées en fonctions des dynamiques spatiales du merlu Nord dans le cadre de modélisation de la MSE.

3.3 Modèle opératoire

De nombreux modèles bio-économiques existent et ont été appliqués à l'étude de pêcheries mixtes (Nielsen *et al.*, 2018). Plusieurs sont spatialement explicites, et permettent d'explorer plusieurs scénarios de gestion, et d'examiner leurs effets sur par exemple, la biomasse d'un stock, les débarquements, et des indicateurs bio-économiques. Sur la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne, plusieurs approches de modélisation ont déjà été mises en place. Drouineau *et al.* (2006) a modélisé la pêche merlu-langoustine avec le simulateur de pêcheries ISIS-Fish (Mahévas et Pelletier, 2004)¹⁵, exploré plusieurs scénarios de gestion (TAC et AMP) et identifié des paramètres influents du modèle par sensibilité ; Macher *et al.* (2008) explore différentes hypothèses de sélectivités et leurs impacts sur la pêche grâce à une approche de modélisation bio-économique ; Raveau *et al.* (2012) ; Guillen *et al.* (2013, 2014) ont modélisé la pêche merlu-langoustine et la pêche merlu-sole-langoustine grâce au modèle bio-économique IAM (Merzéréaud *et al.*, 2011), et évalué les effets de réductions

15. <http://www.isis-fish.org/>

d'effort, de rejets et de dispositifs sélectifs ; Prellezo *et al.* (2016) évalue l'effet de l'obligation de débarquement sur la pêche merlu-cardine-baudroie dans laquelle opèrent des chalutiers basques, avec une approche de MSE, en utilisant le cadre de modélisation FLBEIA (Garcia *et al.*, 2017) ; Bellanger *et al.* (in press) évalue les effets de différents systèmes de gestion des quotas sur la pêche sole-langoustine du golfe de Gascogne avec le modèle IAM.

Le simulateur ISIS-Fish apporte de la flexibilité dans la modélisation des processus liés aux stocks et à l'exploitation, dans la modélisation de la réponse des pêcheurs à une mesure de gestion. Il se distingue des autres approches de modélisation par la dimension spatiale explicite, dont l'échelle est au choix de l'utilisateur, et sa dynamique mensuelle permettant de décrire la dynamique intra-annuelle. De fait, il peut donc simuler de très nombreuses pêcheries, en s'adaptant à la connaissance disponible, et permettre d'évaluer de nombreux types de mesures de gestion, même spatialisées et/ou régionalisées. Également, il a déjà été utilisé dans un cadre de MSE appliqué à la lingue bleue (*Molva dypterygia*) en mer Celtique et Ouest Écosse avec XSA (Marchal et Vermard, 2013), d'une manière similaire à ce qui pourrait être fait avec le modèle d'évaluation Stock Synthesis. Enfin, ISIS-Fish permet d'évaluer l'effet de mesures de gestion sur des indicateurs biologiques (biomasse), liés à l'exploitation (débarquements, rejets), mais aussi économiques (Pelletier *et al.*, 2009). Pour ces raisons, le simulateur ISIS-Fish paraît adapté pour être utilisé comme modèle opératoire dans un cadre de modélisation de MSE.

ISIS-Fish a été récemment utilisé sur la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne, notamment dans les projets Myfish, avec des points de référence multi-spécifiques et pour évaluer les pressions anthropiques sur les habitats benthiques (Worsøe Clausen *et al.*, 2016) ; Coselmar, afin de construire et évaluer des *scenarii* de changement de gouvernance (Pardo *et al.*, 2017) ; et Benthis pour évaluer les effets de stratégies de gestion sur la communauté benthique (Sala *et al.*, 2014). Néanmoins, ces travaux se sont appuyés sur des modèles dont la paramétrisation incluait peu de connaissances sur les variations spatiales de la pêche, et dont les dynamiques d'exploitation n'étaient pas calées sur les observations de captures disponibles pour le merlu.

On propose donc de mettre à jour la paramétrisation du modèle opératoire avec la connaissance disponible, notamment celle concernant les hétérogénéités spatiales de la pêche, de calibrer les dynamiques du modèle sur les observations de capture, puis d'évaluer les performances du modèle opératoire. Suite à ces étapes, un couplage avec le modèle d'évaluation spatialisé est envisagé dans un cadre de MSE pour évaluer différents *scenarii* de gestion, incluant la mise en place de TAC spatialisés en fonction des dynamiques spatiales perçues de la pêche.

4 Objectifs

L'objectif de cette thèse est de concevoir un outil permettant l'évaluation de mesures de gestion du stock de merlu Nord spatialisées prenant mieux en compte les dynamiques de la pêche merlu-sole-langoustine du golfe de Gascogne. Pour évaluer des mesures de gestion,

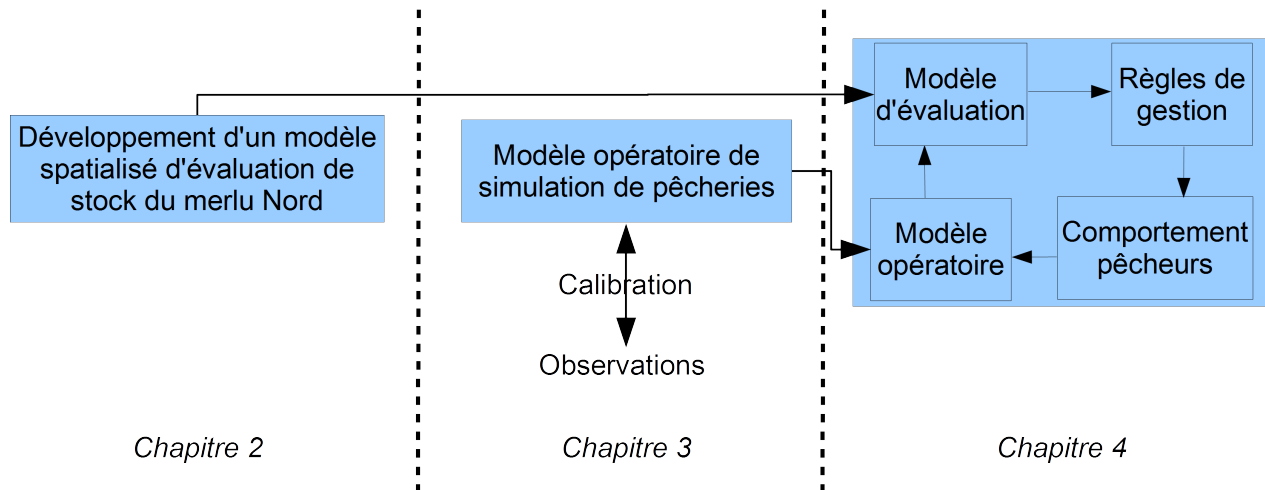


FIGURE 1.7 – Approche méthodologique suivie

un cadre de MSE est proposé, intégrant un modèle d'évaluation du stock de merlu Nord spatialisé et un modèle opératoire simulant la pêcherie merlu Nord-sole-langoustine. La mise en place et le test de ce couplage ont soulevé plusieurs questions :

- Que peut apporter une évaluation spatialisée du stock de merlu Nord, en termes de connaissances générales sur ce stock et son exploitation ? Un tel modèle peut-il être un outil opérationnel pour l'évaluation du stock ?
- Quelles connaissances apporte le modèle opératoire sur la pêcherie merlu-sole-langoustine du golfe de Gascogne ?
- Comment les différences entre modèles opératoire et d'évaluation affectent les capacités à évaluer des mesures de gestion ? Quelles capacités à évaluer les effets des mesures de gestion du stock de merlu Nord sur la pêcherie mixte démersale du golfe de Gascogne ? Quelles sont les interactions avec la gestion de la sole et de la langoustine ?

L'approche méthodologique suivie pour concevoir cet outil est résumée dans la figure 1.7. Elle consiste dans un premier temps à dégager des connaissances sur les hétérogénéités spatio-temporelles des dynamiques de stock et d'exploitation du merlu Nord. Pour cela, un modèle d'évaluation spatialisé d'évaluation de stock de merlu Nord est développé et ses performances et estimations discutées en chapitre 2. Dans un deuxième temps, ces apprentissages et la connaissance disponible sont intégrés au modèle opératoire ISIS-Fish. Étant donné que certains processus à fine échelle de dynamique d'exploitation sont encore mal connus, le modèle est calibré sur des observations de capture de merlu. Les hypothèses du modèle opératoire et sa calibration sont présentés en chapitre 3. Les dynamiques simulées par le modèle opératoire y sont également discutées. Enfin, une fois les modèles opératoire et d'évaluation développés, leur couplage est testé. Les hypothèses liées à ce couplage et ses résultats sont présentés dans le chapitre 4. Ce manuscrit s'achève chapitre 5 sur une synthèse générale de ces résultats et de leurs perspectives.

Chapitre 2

Vers un modèle d'évaluation spatialisé du stock de merlu Nord

Counting fish is just like counting trees except they are invisible and they keep moving.

John Shepherd

1 Introduction

Ce chapitre présente le développement d'un modèle spatialisé d'évaluation pour le stock de merlu Nord en Atlantique Nord-Est, dont la dynamique s'étend géographiquement du Sud du golfe de Gascogne au Sud de la Norvège (figure 1.3).

Des variations spatio-temporelles de la pêche merlu Nord sont actuellement documentées, mais pas nécessairement quantifiées ou prises en compte par le modèle actuel d'évaluation de stock, non spatialisé. Ainsi, il est établi qu'il existe des variations inter-annuelles du recrutement entre golfe de Gascogne et mer Celtique (Casey et Pereiro, 1995; Quéro et Vayne, 1997). De même, des variations spatio-temporelles des captures du merlu entre golfe de Gascogne, mer Celtique et Ouest Écosse suggèrent des variations d'abondance. Des migrations sont supposées entre ces zones, et plusieurs études ont déjà tenté de les estimer (Poulard, 2001; Drouineau *et al.*, 2010; Bertignac *et al.*, 2012). Également, depuis le milieu des années 2000, un retour périodique du merlu en mer du Nord, en printemps et en été, a été observé dans les captures, alors que le merlu était quasiment absent de cette zone depuis environ 50 ans (Baudron et Fernandes, 2015). Ceci pourrait traduire des échanges entre Ouest Écosse et mer du Nord, et aussi des variations spatio-temporelles entre ces zones, qui à l'heure actuelle ne sont pas prises en compte. De plus, l'exploitation est spatialement hétérogène, avec notamment les chalutiers espagnols exploitant plutôt les zones d'accore que de plateau du golfe de Gascogne et de la mer Celtique, et capturant de plus gros individus que les autres flottilles (Casey et Pereiro, 1995; Poulard, 2001); et en moyenne des individus capturés plus gros en mer Celtique que dans le golfe de Gascogne. Ces éléments justifient *a priori* de distinguer golfe de Gascogne, mer Celtique, Ouest Écosse et mer du Nord au sein de la zone de distribution du merlu pour décrire la dynamique de ce stock.

L'objectif du développement d'un modèle spatialisé d'évaluation pour le merlu Nord est

double : dans un premier temps, il s'agit de dégager de nouvelles connaissances sur les hétérogénéités spatio-temporelles de ce stock (répartition de l'abondance, du recrutement, migrations, ...), et de pouvoir estimer une biomasse par grande zone géographique (golfe de Gascogne, mer Celtique par exemple) par classe d'âge et longueur. Dans un second temps, il est attendu que ce modèle permette la conception de mesures de gestion spatialisées sur la base de ses estimations (figure 1.7).

Le développement du modèle spatialisé est effectué à partir du modèle d'évaluation non spatialisé actuel Stock Synthesis (Methot et Wetzel, 2013). Il s'agit d'un modèle d'analyse intégrée structuré en classes d'âge et de longueur, décrivant les dynamiques du merlu Nord et de son exploitation avec un pas de temps trimestriel. Ces dynamiques sont décrites par de nombreux paramètres, estimés par une procédure d'estimation intégrée à Stock Synthesis. Ces paramètres décrivent entre autres l'intensité par pêche par flottille et pas de temps, les sélectivités, rétentions, le recrutement ou encore les migrations. Plusieurs centaines de paramètres peuvent être à estimer, ce nombre croissant rapidement avec le nombre de flottilles et de zones. Par conséquent, de nombreuses observations sont requises pour estimer les paramètres d'un modèle spatialisé, afin d'éviter des problèmes d'identifiabilité et liés à la procédure d'estimation. Dans ce cadre, il est également important d'adopter une démarche parcimonieuse de la complexification du modèle lors de sa spatialisation..

La première étape de ce travail a donc été de passer en revue les observations disponibles sur l'exploitation du merlu Nord (détaillé en annexe A). Des observations de 1978 à 2014 sur les captures et les rejets en tonnes, leur composition en taille ainsi que des indices d'abondance estimés sur la base d'observations de campagnes ont ainsi été rassemblées et préparées. Néanmoins, étant donné les formats variés selon les années et le pays, un travail de transformation (agrégation, unités) a dû être effectué, tout comme un nettoyage des données, en analysant leur contenu afin de retirer les données aberrantes. Par exemple, des incohérences dans les observations sur les captures 2013-2014 ont amené à ne pas les utiliser, bien que du temps avait été consacré sur plusieurs jeux de données de cette période à leur extraction, leur agrégation à une échelle d'intérêt, et à la vérification de leur contenu. Par conséquent, la série temporelle du modèle présenté dans ce chapitre s'arrête en 2012.

Pour développer le modèle spatialisé d'évaluation présenté dans ce chapitre, une démarche de complexification progressive du modèle non spatialisé existant a été mise en place. Du fait du coût de complexité des zones et flottilles évoqué précédemment comparé aux observations disponibles, il a été décidé au cours de cette démarche de complexification de ne pas distinguer des sous-zones dans des zones identifiées *a priori* (accore et plateau du golfe de Gascogne et de mer Celtique) dans le modèle spatialisé d'évaluation, et de regrouper certaines flottilles. La granularité des observations à l'échelle des flottilles et des zones a également justifié de telles simplifications. Le modèle présenté dans ce chapitre est donc plus simple que voulu à la base, mais des simplifications n'empêchent pas d'adresser les 2 principaux objectifs : l'évaluation de variations spatio-temporelles du stock de merlu Nord et de son exploitation ; la conception de mesures de gestion spatialisées à partir de ses estimations.

La démarche progressive de complexification, le modèle spatialisé d'évaluation retenu, ses performances et estimations sont présentés et discutés sous la forme d'un article scientifique publié dans *Fisheries Research* (Vigier *et al.*, 2018).

2 Towards a spatial integrated stock assessment model for European hake northern stock

Fisheries Research 199 (2018) 158–170



Contents lists available at [ScienceDirect](https://www.sciencedirect.com)

Fisheries Research

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



Towards a spatial integrated stock assessment model for European hake northern stock



Audric Vigier^{a,b,*}, Stéphanie Mahévas^a, Michel Bertignac^b

^a IFREMER, Écologie et Modèles pour l'Halieutique, Nantes, France

^b IFREMER, Laboratoire de Biologie Halieutique, Plouzané, France

ARTICLE INFO

Handled by A.E. Punt

Keywords:

Stock Synthesis

Integrated analysis

Spatially explicit model

European northern hake

Merluccius merluccius

ABSTRACT

European hake (*Merluccius merluccius*) is a key species in the management of several mixed fisheries in the north-east Atlantic where regional spatial management plans are being set up. The wide spatial distribution of hake and the lack of knowledge of some processes involved in its spatial dynamics could hamper the assessment and management of hake.

To help understand the processes, we implemented a spatial version of the Stock Synthesis stock assessment model for northern hake, including available data on this stock and the associated fisheries. For the 1978–2012 time series, the model distinguished the Bay of Biscay, the Celtic Sea and a northern area aggregating the West of Scotland and the North Sea. The model considered an age-structured population for each age class and area, a seasonal migration, global recruitment allocated to areas and fishing fleets for each area. Parameters for stock and exploitation spatio-temporal dynamics were estimated by likelihood maximization for each quarter and area.

The comparison of spatial and non spatial models goodness of fit showed they were close, although the fit to abundance indices slightly improved with the spatial model.

Fishing mortalities, spawning stock biomasses and recruitments were slightly different from the current assessment model estimates, essentially at the beginning and the end of the time series. On average over the time series, fishing mortality estimates relative to the abundance were higher in the Bay of Biscay than elsewhere, spawning stock biomass estimates were higher in the Celtic Sea than elsewhere, and recruitment occurred mainly in the Bay of Biscay. Finally, the final spatial model estimated a strong movement from the northern area to the Celtic Sea. The final spatial model is a step towards a spatial assessment and management of the stock.

2.1 Introduction

European hake (*Merluccius merluccius*) is a demersal fish widely distributed over the north-east Atlantic shelf from Mauritania to Norway and in the Mediterranean Sea (Casey et Pereiro, 1995). It has been one of the most important commercial species in the north east Atlantic demersal fisheries since the first half of the twentieth century (Murua, 2010). European hake is assessed as three distinct stocks : northern, southern, both assessed by the International Council for the Exploration of the Sea (ICES), and Mediterranean. This study

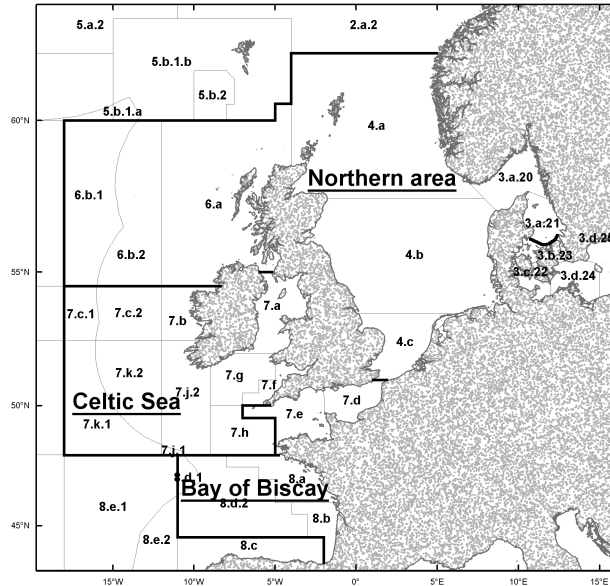


FIGURE 2.1 – Map of the areas modelled in the final spatial model. Areas are delineated by thick black lines, area names are in black, bold, underlined text.

focused on the northern stock distributed from the northern Bay of Biscay to the Kattegat (ICES Division 3a, Sub-areas, 4, 6, 7, Divisions 8a, b, d, see figure 2.1).

Following concerns in the late 1990s about the low stock biomass and the possibility of recruitment failure, a range of measures were introduced (EC, 2001a,b, 2002) in order to improve selectivity and protect juveniles, and a recovery plan was subsequently adopted (EC, 2004). These management measures, coupled with several years of high recruitment, lead to a stock recovery, with an increase of the spawning stock biomass (SSB) well above the precautionary approach level since 2009 (ICES, 2016b). With the reformed Common Fishery Policy (EU, 2013), the European Commission is currently developing regional multi-annual management plans to address mixed fishery issues (STECF, 2015b). Several framework directives, e.g. the Maritime Spatial Planning Directive (EU, 2014) and the Marine Strategy Framework Directive (EU, 2008), have provided the basis for the measures drawn up by the European Commission.

Hake is one of the main species included in the multiannual management plans for Southern and Northern European Western Waters (STECF, 2015b) recommending a management at regional scale with target ranges of fishing mortality for individual species. As the hake stock is distributed over several management regions, it is of importance to consider the spatial distribution and dynamics of the stock and of the fleets exploiting it. This may improve the stock management, as it may allow to define management measures consistent with the spatial variations of the stock and fleet dynamics. Since 2010 (ICES, 2010a) the northern stock has been assessed using Stock Synthesis, version v3.24f (SS3) (Methot et Wetzel, 2013) based on length-structured data, avoiding the use of a potentially biased and uncertain age-length key (de Pontual *et al.*, 2006). The current implementation of the SS3 assessment

model for hake is, however, non spatial, ignoring the spatial variations of several biological processes and fishery related metrics, with spatially invariant selectivity patterns for some fleets, recruitment, and the absence of migrations. This may affect estimates of biomass and length structure (Cadrin et Secor, 2009; Cope et Punt, 2011; Gertseva et Cope, 2011), and hence stock management.

A spatial model can account for the spatial distribution of the fishing mortality associated with each fleet and thus reduce the potential bias in a non spatial model (Pelletier et Mahevas, 2005), improving estimates of biological processes parameters and biomass (Garrison *et al.*, 2011; McGilliard *et al.*, 2015). Furthermore, such models can potentially reveal additional information on stock dynamics and spatial variations in the impact of fishing, to improve the accuracy of management indicators and the evaluation of spatial management plans (Hampton et Fournier, 2001; Montenegro *et al.*, 2009; Moustakas *et al.*, 2006; Russo *et al.*, 2014).

Currently, the background knowledge required for implementing spatially structured stock dynamics for hake is limited. Little is known about the annual variations in recruitment in the Bay of Biscay, the Celtic Sea and the northern nurseries. Hake is unevenly distributed over its range of distribution and its spatial patterns and habitat preferences are poorly understood. Mature hake migrate westwards from the shelf in autumn and winter and aggregate offshore for spawning (Poulard, 2001; Woillez *et al.*, 2007). A northwards spawning migration, through the reproductive season, has been proposed by several authors (Alvarez *et al.*, 2004; Guichet, 1996) and a migration from the Celtic shelf to the Bay of Biscay has also been proposed (Guichet, 1996), but neither of these migrations has yet been confirmed. Recently, migration between the West of Scotland and the North Sea has also been proposed (Baudron et Fernandes, 2015). All these migrations are difficult to estimate with the available models and data, and given the lack of appropriate tagging data (Bertignac *et al.*, 2012; Drouineau *et al.*, 2010).

Several spatial models have been proposed to account for the spatial features of hake northern stock and estimate uncertainties. Drouineau *et al.* (2010) proposed a spatial model fitted to a short time series to improve knowledge of hake growth and migrations. Bertignac *et al.* (2012) proposed a spatial Stock Synthesis model fitted to a long time series to provide information for the development of spatial management of hake, such as on the spatial distribution of hake. These preliminary studies provided new insights into the spatial stock dynamics of hake, such as estimates of spatial distribution, recruitment and fishing mortality, and migrations. They also highlighted several limitations of the models, such as confounding between model estimates (Bertignac *et al.*, 2012), a failure to reproduce spatial patterns, such as mature hake aggregation on the Celtic Sea shelf, or a migration from the Bay of Biscay to the Celtic Sea (Drouineau *et al.*, 2010). To improve their models, they suggested that further exploration was required on the assumptions about selectivity patterns, the definition of the migrations, the allocation of recruitment to each area and on alternative spatial structures. Furthermore, Drouineau *et al.* (2010) excluded the North Sea and the West of Scotland, and Bertignac *et al.* (2012) included them aggregated with the Celtic Sea. Yet, there have been recent changes in stock dynamics in the North Sea (Baudron et Fernandes, 2015) calling for

a more precise modeling of this area. An improved model, addressing the issues described above, is required to improve knowledge of hake stock dynamics.

Spatially structured Stock Synthesis models have already been implemented for other species and fisheries : Day *et al.* (2015) assessed toothfish stocks in the Macquarie Island fishery, Kolody (2010); Sharma (2014) assessed an Indian Ocean Swordfish Fishery, Thorson *et al.* (2015) assessed canary rockfish stocks off the US West Coast, (Cass-Calay *et al.*, 2015) assessed red snapper stocks in the Gulf of Mexico, all using a spatially structured Stock Synthesis model. Among others, they noticed the high sensitivity of their models to poorly-known processes, and that while developing a more complex model, one may replace problematic assumptions with other problematic assumptions. Hence the implementation of such models requires an accurate specification of the model, and, more specifically, an appropriate spatial structure and scale given the available knowledge, data and management needs. Finally, spatial assessment should be treated with caution as misspecified assumptions of spatial features and lack of data may lead to a poorly performing model (Maunder et Piner, 2017; Punt *et al.*, 2015).

From the non spatial Stock Synthesis model currently used to assess the northern hake stock (ICES, 2016b), we have implemented a spatial Stock Synthesis model, describing explicitly the Bay of Biscay, the Celtic Sea and a northern area including the West of Scotland and the North Sea. The population dynamics component of the model can, therefore, allow for spatial variations in the demographic structure, the recruitment and migration estimates. Selectivity patterns and fishing mortalities¹ for each commercial fleet and indices of abundance from scientific surveys are calculated for each area. This spatial Stock Synthesis model was fitted to spatially disaggregated catch and survey data. Statistical metrics of goodness of fit were used to evaluate its relevance for integrated assessment of the northern hake stock. Spatial and global estimates of biomass are then discussed to assess whether this spatial model provides new insights into the fishery. Finally we discussed lessons raised by the modeling process for implementing spatial models using currently available data and scientific knowledge.

2.2 Material and methods

2.2.1 Model description

Current non spatial Stock Synthesis assessment model Stock Synthesis is a statistical framework for calibration of population dynamics model using a diversity of fishery and survey data (Methot et Wetzel, 2013) providing flexibility for spatially and seasonally explicit modeling. It is designed to accommodate age structure at a seasonal time scale with multiple stock sub-areas, and allows for the description of a length structure to fit length composition data.

1. Here fishing mortalities are relative to the abundance, see formulae in Appendix B in Supplementary Material.

Model	Non spatial	Intermediate 1	Intermediate 2	Spatial model
Areas	1	1	3	3
Fleets	7	8	8	8
Surveys	7	8	11	11
Recruitment allocation	Seasonal allocation	Seasonal allocation	Spatio-seasonal allocation	Spatio-seasonal allocation
Migrations	No	No	No	Yes
Fleets/survey sharing the same selectivity pattern	RESSGASC	EVHOE, RESSGASC	EVHOE, NS-IBTS, RESSGASC	EVHOE, NS-IBTS, RESSGASC
Number of estimated parameters	1208	1351	1433	1434

TABLE 2.1 – Comparison of the non spatial, intermediate and spatial models main features.

Northern hake is currently assessed using a non spatial, age-length structured Stock Synthesis model, encompassing the whole northern stock distribution area. In this model hake growth was described by a von Bertalanffy relationship and the distribution of lengths for a given age were assumed to be normally distributed. Recruitment was modeled by a Beverton-Holt stock-recruitment relationship, and is seasonally distributed in proportions that vary from year to year. Due to lack of knowledge on recruitment processes, the steepness was set to 0.999, leading recruitment almost independent of spawning biomass. Maturity-at-length was described using a time invariant logistic ogive, without distinction between sexes. Weight-at-length were estimated from a fixed length-weight relationship. Natural mortality was set to 0.4. This high value was set after tagging results showed that previously hake age was overestimated by a factor of two (de Pontual *et al.*, 2006). The model stock dynamics were assumed to be spatially invariant. Seven fleets and 7 scientific surveys were described (see Table A.1), some encompassing several areas at a time, such as the Bay of Biscay and the Celtic Sea. Some spatial variations in fishing dynamics were included, as some fleets and selectivities describe fishing fleets operating in only some areas, such as the Spanish trawlers operating only in the Bay of Biscay or only in the Celtic Sea, or a mix fleet operating mostly in the West of Scotland and in the North Sea (see table A.1). Further details on this non spatial model can be found in (ICES, 2014a).

Fleet	ICES Sub-area	Description	Selectivity pattern	Options
LONGLINEGILLNET_CS	7	Celtic Sea longliners and gillnetters.	Double normal	
LONGLINEGILLNET_BOB	8	Bay of Biscay longliners and gillnetters.	Double normal	
TRAWL_FISH_CS_W	7	Non- <i>Nephrops</i> offshore trawlers in the Celtic Sea, mainly spanish.	Double normal. Retention : logistic	Retention estimated for 1978-1997, 1998-2009 and 2009-2012
TRAWL_FISH_CS_E	Mainly 7, then 8	Mainly non- <i>Nephrops</i> trawlers on the Celtic Sea shelf, fewer <i>Nephrops</i> trawlers on the Celtic Sea shelf, even fewer miscellaneous métiers (no disaggregated data available) in the Celtic Sea and the Bay of Biscay.	Logistic	
TRAWL_FISH_BOB_W	8	Offshore non- <i>Nephrops</i> trawlers Bay of Biscay.	Double normal. Retention : logistic	Retention estimated for 1978-1997 and 1998-2012
TRAWL_FISH_BOB_E	8	Shelf non- <i>Nephrops</i> trawlers Bay of Biscay.	Logistic	
TRAWL_NEP	8	<i>Nephrops</i> trawlers Bay of Biscay.	Double normal. Retention : logistic	
OTHERS	3a, 4, 5, 6	Mix of métiers not in the Bay of Biscay, nor the Celtic Sea (no disaggregated data available).	Logistic. Retention : logistic	Selectivity and retention estimated for 1978-2002, then random walk between 2003 and 2012.
Survey	ICES Sub-area	Description	Selectivity pattern	Options

EVHOE_BOB	8	EVHOE Bay of Biscay (autumn)	Double normal	EVHOE_CS selectivity pattern
EVHOE_CS	7	EVHOE Celtic Sea (autumn)	Double normal	
RESSGASCQ1	8	RESSGASC winter	Double normal	
RESSGASCQ2	8	RESSGASC spring	Double normal	RESSGASCQ1 selectivity pattern
RESSGASCQ3	8	RESSGASC summer	Double normal	RESSGASCQ1 selectivity pattern
RESSGASCQ4	8	RESSGASC autumn	Double normal	RESSGASCQ1 selectivity pattern
PORCUPINE	7	PORCUPINE (summer)	Double normal	
IGFS	7	IGFS (autumn)	Double normal	
SWC-IBTS (Intermediate and spatial models only)	6	SWC-IBTS (autumn)	Double normal	
NS-IBTSQ1 (Intermediate and spatial models only)	4	NS-IBTS winter	Double normal	
NS-IBTSQ3 (Intermediate and spatial models only)	4	NS-IBTS summer	Double normal	NS-IBTSQ1 selectivity pattern

TABLE 2.2 – Fleets, surveys, and their selectivity and retention (for discarding fleets) patterns in the intermediate and spatial models.

Quarter	From \ To	Bay of Biscay	Celtic Sea	Northern area
1	Bay of Biscay	1-x1	x1	0
	Celtic Sea	0	1-x2	x2
	Northern area	0	0	1
2	Bay of Biscay	1	0	0
	Celtic Sea	x3	1-x3-x4	x4
	Northern area	0	0	1
3	Bay of Biscay	1	0	0
	Celtic Sea	x5	1-x5	0
	Northern area	0	x6	1-x6
4	Bay of Biscay	1	0	0
	Celtic Sea	x7	1-x7	0
	Northern area	0	x8	1-x8

TABLE 2.3 – Proportion of fish moving from an area (rows) to another area (columns) for each quarter. Each xi is a pair of parameter values, one for age 2, one for ages 3 and above. There is no migration under age 2, a linear interpolation is made between ages 2 and 3.

Towards a spatial assessment model In this study, the spatial model was developed from a non spatial model through the implementation of several intermediate models, with a step-wise increase in complexity to provide a better understanding of the final spatial model fit. Two of these intermediate models, and the spatial model are described through their differences in main features, which are summarized in table 2.1. More details on the intermediate models are given in Appendix A in Supplementary material.

The first intermediate model (intermediate 1 in Table 2.1) modelled one area, as in the non spatial model, but with an implicit spatial fleet definition (table 2.2) so that each fleet operated only in the northern Bay of Biscay (8a, b, d), or only in the Celtic Sea (7a-c, f-k), or only in a northern area merging the West of Scotland, the North Sea, Kattegat and Skagerrak (3a, 4, 6)(see figure 2.1). Longliners and gillnetters were aggregated, since complex configurations distinguishing these 2 fleets lead to convergence issues given the high number of parameters required to describe fleets fishing intensity (see appendix A). Given that these fleets both fish bigger individuals than other fleets, this also justified a merge, which still allows a spatially-explicit modelling. Non-*Nephrops* trawlers were split between trawlers fishing in shallow (E) or in deep (W) waters to improve the fit given the dissimilarities between the exploitation patterns of these fleets. Only one fleet operated in the northern area, combining all hake métiers in this area. A specific selectivity function was estimated for each fleet. For the fleets discarding hake (TRAWL_FISH_CS_W, TRAWL_FISH_BOB_W, TRAWL_NEP, OTHERS), a retention function separated the landed and discarded fractions of the catch. These functions were the same as those defined by ICES (2014a). Although TRAWL_FISH_CS_E and TRAWL_FISH_BOB_E fleets are known to discard, this was not modeled as available information on their discards is not reliable enough. The EVHOE survey was split between the Bay of Biscay and the Celtic Sea, and it was assumed that both EVHOE surveys had the same selectivity pattern.

The second intermediate model (intermediate 2 in table 2.1) was spatially explicit as 3 areas were described : the Bay of Biscay, the Celtic Sea, and the northern area (Figure 2.1). The stock was split into these three areas, with the same stock dynamics and no migration. The recruitment was distributed over these three areas in proportions that could vary from year to year. Each fleet defined in intermediate 1 model was explicitly associated to the area corresponding to its operating fishing area, and therefore its selectivity pattern affected the length structure of the stock in the area. Three additional surveys operating in the northern area were included to capture more information on small individuals in this area : NS-IBTSQ1 and NS-IBTSQ3, the IBTS surveys in the North Sea winter and summer respectively, and the SWC-IBTS survey in the West of Scotland in autumn. Scientific surveys operating with the same vessel in different areas (e.g EVHOE_CS and EVHOE_BOB) or in different seasons (e.g. NS-IBTSQ1 and NS-IBTSQ3) were assumed to have strictly the same selectivity pattern.

Given to the literature, there are several potential migrations of the stock between the three areas (Table 2.3). Several studies (Alvarez *et al.*, 2004; Baudron et Fernandes, 2015; Casey et Pereiro, 1995; Guichet, 1996; Korta *et al.*, 2015) indicate that some seasonal migrations may occur between the Bay of Biscay and the Celtic Sea, on the one hand, and between the West of Scotland and the North Sea on the other hand, linked to both spawning and environmental conditions. Based on those studies, we considered migration from the Bay of Biscay to the Celtic Sea at the end of winter and in the opposite direction in the other seasons. Likewise, we considered migration from the Celtic Sea to the northern area, at the end of winter and spring, and in the opposite direction in the other seasons. All these migrations were assumed to be the same every year. A comprehensive description and the input files of this model are provided in Appendix C, as well as a description of the estimation procedure.

Model assessment Models with various levels of complexity were fitted (see Table A.2 and Appendix A). The estimation procedure was assumed to have converged if the approximation of the Hessian matrix was positive definite and the gradient of the objective function value was below an empirical threshold of 0.01 : below this threshold, it was assumed that an optimum of the objective function was reached. The model was assumed to be identifiable if the rank of the estimate of the Hessian was equal to the number of parameters to be estimated (Drouineau *et al.*, 2008; Viallefont *et al.*, 1998). The quality of the parameter estimates was tested in various ways, following (Cass-Calay *et al.*, 2014) :

- The variance-covariance matrix, estimated by calculating the inverse of the Hessian matrix, was analyzed to check for any abnormal parameter redundancy, *i.e.* any high correlation between two unrelated estimated parameters.
- A jitter analysis (Cass-Calay *et al.*, 2014), *i.e.* the analysis of runs with different initial parameter values, was used to ensure the model was robust to changes in the initial values.
- A likelihood profile was calculated for the virgin recruitment level parameter to ensure that there was enough information in the data to estimate this parameter.
- Sensitivity to the most recent years of data was tested using a retrospective analysis.

The quality of fit of the non spatial, intermediate and spatial models were compared using two indices representing the divergence between predicted and observed time series of catch

and discards for each fleet and of survey indices :

- *IndR*, which is based on the correlation coefficient R introduced in Taylor (2001) :

$$IndR = \frac{R + 1}{2} \quad (2.1)$$

, where $R = \frac{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (o_n - \bar{o})(p_n - \bar{p})}{\sigma_o \sigma_p}$, where N is the number of observations in the time series, o is a normalized observation series, p is the associated normalized model prediction series, \bar{o} is the mean of the normalized observations, \bar{p} is the mean of the normalized estimates, σ_o is the standard deviation of the observation series and σ_p is the standard deviation of the prediction series. An *IndR* value of 1 indicates 100% correlation between o and p series, a value of 0,5 indicates zero correlation, a value of 0 indicates 100% anticorrelation.

- *IndRMSD*, which is based on the pattern root mean square difference E' introduced in Taylor (2001) :

$$IndRMSD = exp(-3\sqrt{\frac{\bar{o} - \bar{p}^2}{\bar{o}}} E') \quad (2.2)$$

, where $E' = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N ((o_n - \bar{o}) - (p_n - \bar{p}))^2}$. An *IndRMSD* value of 1 indicates that o and p series are perfectly alike. The closer is *IndRMSD* of 0, the more the series differ. This index characterizes the amplitude of variations, seen as discrepancies to the series main values, and scale. For length distribution data series, *IndR* and *IndRMSD* are calculated for each length bin, then averaged over the bins.

Usually, Taylor diagrams are used to display such indices and compare models fit (see Taylor (2001) for full explanation), however, to improve the readability, we plotted *IndR* and *IndRMSD* indices on a small number of radar charts. The right part of a radar chart shows the ability to reproduce the variability of a series with *IndR*, and the left part shows the accumulated deviations of the mean of the series with *IndRMSD*.

Models were compared whenever possible using pseudo-AIC. The model with the smallest pseudo-AIC was considered as the most likely for a given number of estimated parameters. The pseudo-AIC is based on AIC (Akaike, 1974), except the negative log likelihood is replaced by the objective function (weighted log likelihood) :

$$pseudo - AIC = 2 * OF + 2 * n \quad (2.3)$$

, where n is the number of estimated parameters. This selection procedure was carried out for the models for which the estimation procedure converged, which were identifiable, which had no estimated parameters at the bounds of the range for which they were defined and reproduced the main features of the observations dataset.

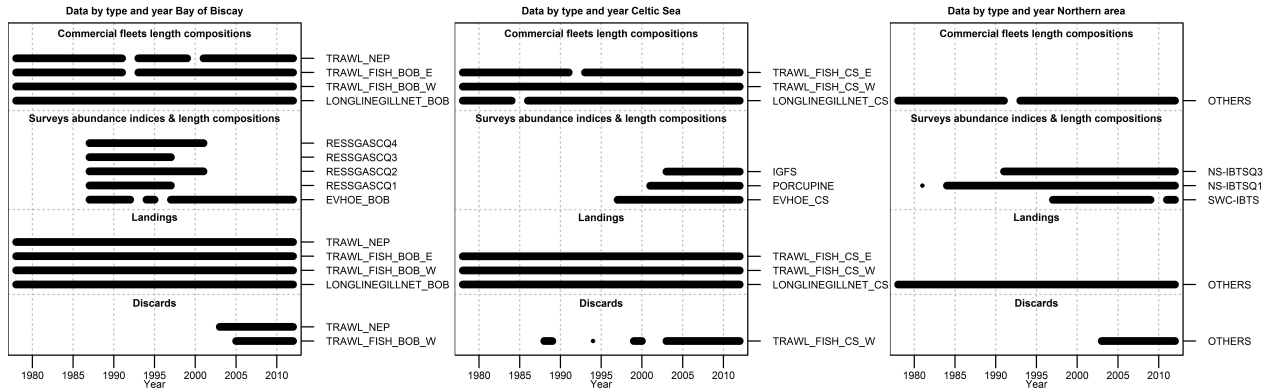


FIGURE 2.2 – Data availability, one panel per area, one line per fleet and data type. A black line indicates that data is available for the period covered by the line.

2.2. 2 Data

The data availability is shown in Figure 2.2. All the data were available quarterly, except for landings by weight and landing length-frequency distribution between 1978 and 1989 which were available annually. For this period, landings by weight were distributed between quarters using the mean seasonal distribution between 1990 and 1994 for each fleet. For some time steps, fleets and data categories, there may be gaps in the data (see figure 2.2) :

- Landing data depends on the country and are derived from sales notes, logbooks, auction hall sales notes and sampling data.
- Discard data and discard length-frequency distributions were collected on-board by observers, and then raised by national institutes.
- Length-frequency distributions were sampled at auction halls for landings.
- Relative abundance indices and the associated length-frequency distributions come from 11 surveys listed in table 2. Abundance indices were calculated using stratified sampling aggregated for each area. There are 2 main differences in the data between the non spatial and the spatial models : 1) as the EVHOE survey has been split into EVHOE Bay of Biscay and EVHOE Celtic Sea, the spatial models were able to use the data from 1987-1996, when the survey was carried out in the Bay of Biscay only ; 2) data from SWC-IBTS and NS-IBTSQ1 and Q3 has been added.

2.3 Results

2.3. 1 Goodness of fit

For all intermediate models, the estimation procedure converged and estimates were considered valid, as they fulfill the criteria of convergence, identifiability and estimation procedure described in section 2.1.3. Concerning the spatial model, in terms of pseudo-AIC and convergence, the model with migration pattern including only the movement from the northern area to the Celtic Sea at season 3 provided the best performances (see Appendix A, and table A.2), hence it was selected as our final spatial model. For the latter model, more diagnostics were carried out. The jitter analysis showed that the estimation procedure was sensitive to

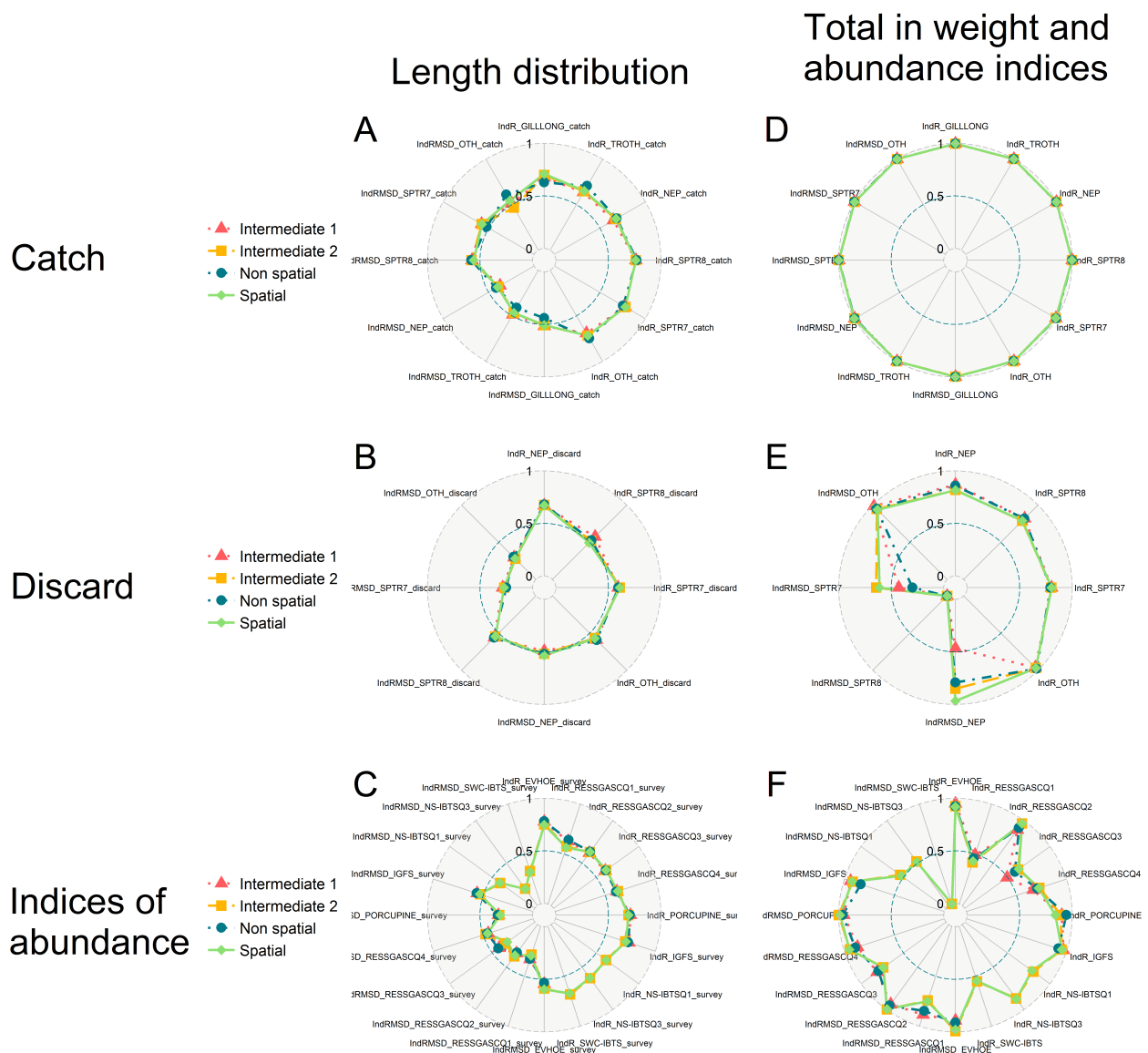


FIGURE 2.3 – Radar charts for the non spatial, intermediate and final spatial models, giving IndR and IndRMSD values for normalized length structure of commercial catch (A), discards (B) and on scientific surveys (C), normalized catch in weight (D), discards by weight (E) and indices of abundance (F) for each fleet and survey. IndR are plotted on the right, and IndRMSD on the left of the radar charts. Opposite indices on the same radar chart are for the same fleet*data category combination. Fleet definitions : GILLONG, all longliners and gillnetters ; NEP, *Nephrops* trawlers ; SPTR7 and SPTR8 Spanish trawlers in the Celtic Sea and in the Bay of Biscay respectively ; TROTH, all non Spanish, non *Nephrops* trawlers in the Bay of Biscay and in the Celtic Sea ; OTH, the mixed fleet in the northern area. Fleets are grouped by area : mixed (GILLONG & TROTH), Bay of Biscay (NEP & SPTR8), Celtic Sea (SPTR7) and northern area (OTH) ; see Table 2.2 for surveys areas.

the initial point, and so a set of initial points was used to chose the best solution possible (see Appendix A for details). Also, the likelihood profile (see Appendix A, figure B.1) showed that the final spatial model estimation procedure converged globally. Even though the profile is smooth, the estimation procedure had to be run with several initial points before reaching a global convergence for some parameter values, indicating instabilities between local and global convergences for the final spatial model. Finally the retrospective analysis (figures B.2 and B.3) showed that the final spatial model was sensitive to the inclusion of recent years data at global and regional scales, especially on spatial recruitment allocation, and on fishing mortalities and spawning stock biomass at the end of the time series.

2.3. 2 Comparison of model performance

All *IndRMSD* and *IndR* indices are displayed on radar charts (figure 2.3) on one broken line per model, the right parts of charts displaying *IndR*, and the left parts of charts *IndRMSD*; rows display from top to bottom indices on landings, discards and abundance indices, columns from left to right indices on length compositions and in weight. The radar charts show that for *IndR* and *IndRMSD*, all models perform similarly on normalized length compositions of catch, discards and abundance indices (figure 2.3A, B & C) and on normalized catch and discards by weight and abundance indices (figure 2.3D, E & F). The final spatial model performs similarly or slightly better than the non spatial model on landings length compositions indices (figure 2.3A), even if the non spatial model still performs the best on some of these indices. The final spatial model has similar or better performances than the non spatial on most of discards in weight indices (figure 2.3E). On abundance indices, the intermediate 2 and final spatial models perform in general better than other models (figure 2.3F). This indicates benefits of using a spatial model on processes linked to landings length compositions, discards and abundance indices.

IndRMSD for the normalized length structure of the catch (figure 3A) are higher for the final spatial model than for the non spatial model for GILLLONG, TROTH and SPTR7 fleets, *IndR* is higher for the final spatial model than the non spatial for GILLLONG and SPTR7. This indicates a better estimation of the catch length composition, which may be linked to a better modeling of fishing mortalities or selectivities for these fleets. This is however not the case for the OTH fleet indices and TROTH *IndR*, where the final spatial model performs worse than the non spatial, but better than the other models. These differences are seen between the fit of the non spatial model and the fit of intermediate 1 model. Adding an explicit spatial dimension without migration (intermediate model 2) brings further slight improvements. Adding a migration to the model improves only OTH *IndRMSD*. The fact that the final spatial model brings only few improvements may indicate that the data contains very few information on migration processes.

IndRMSD and *IndR* for normalized length structure of discards, abundance indices and landings in weight (figure 3B, C & D) show that the predictions of all models are close. We notice only a few discrepancies, the intermediate model 1 performing better on SPTR8 *IndR* for discards length compositions. *IndRMSD* for RESSGASCQ1;3 are higher for the non spatial model than the final spatial model, likewise for RESSGASCQ1 *IndR*; whereas

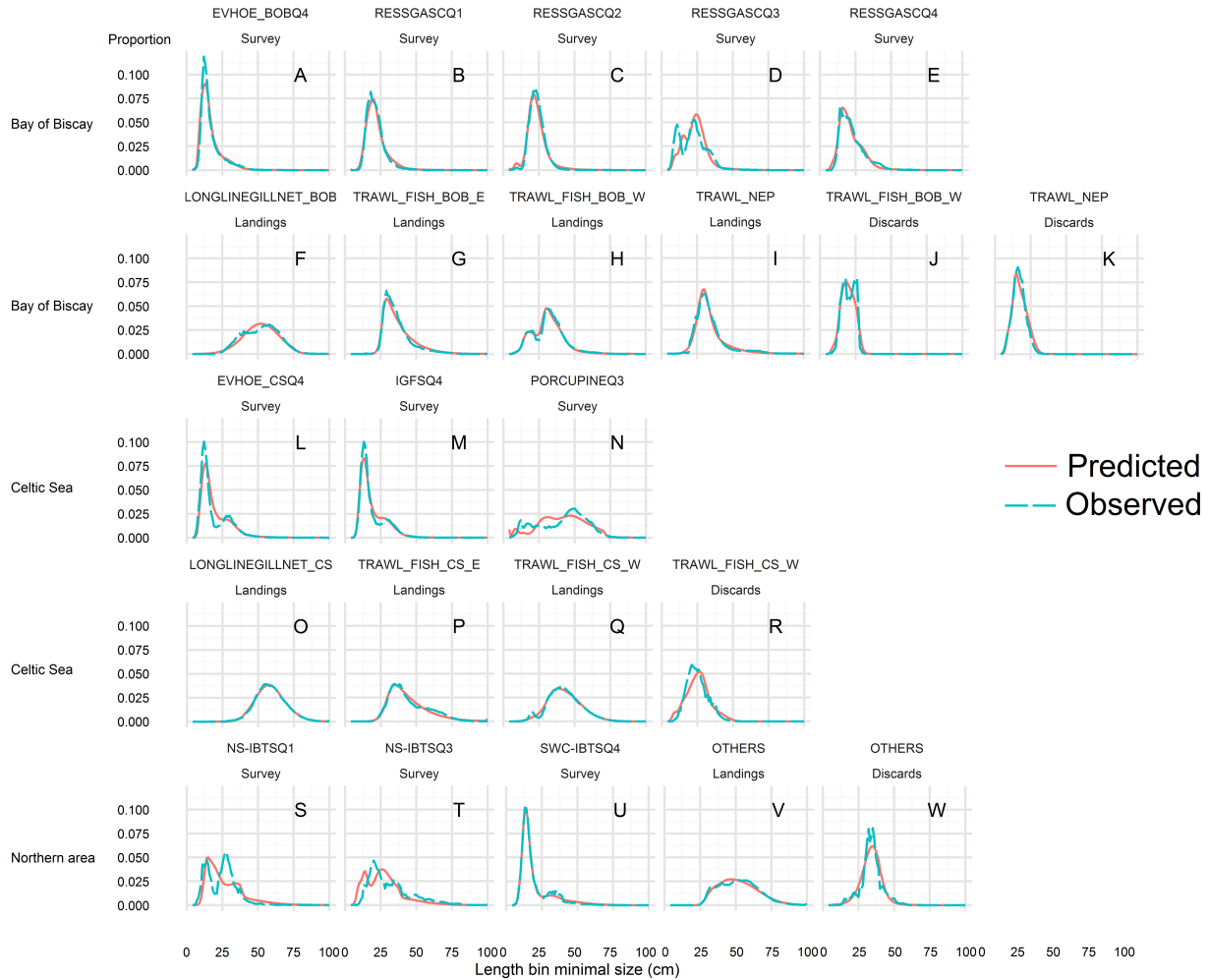


FIGURE 2.4 – Final spatial model fit to length -frequency distributions for each commercial fleet/survey and type (landings, discards or survey) aggregated over time steps. The 2 first rows are for the Bay of Biscay fleets (panels A to K), the 2 next rows are for the Celtic Sea fleets (panels L to R) and the last row is for the northern area fleets (panels S to W).

$IndRMSD$ for EVHOE and RESSGASCQ2 are higher for the final spatial model than the non spatial. Apart from these few discrepancies, we cannot bring out benefits or drawbacks of using a spatial model linked to the modeling of discards and abundance indices length compositions, and of landings in weight.

$IndR$ for discards by weight (figure 3E) are similar for all models, however, $IndRMSD$ for NEP and SPTR7 fleets are better for the final spatial model than the non spatial model, which may be linked to the modelling of these fleets retention patterns, even though NEP $IndR$ is slightly lower for the final spatial model than the non spatial. Some of the previous indices may improve or worsen when adding an implicit spatial fleet design (intermediate model 1), an explicit spatial dimension (intermediate model 2), or a migration (final model), making it hard to bring out which assumption may improve the modeling of discards in

weight. These performances are worse than for landings, given the higher uncertainties in the discard data.

IndRMSD and *IndR* for the normalized abundance index (figure 3F) are similar or slightly higher for most of surveys for the intermediate 2 and final spatial models than the non spatial. Intermediate model 1 improves predictions mostly for IGFS and RESSGASCQ1, but not for RESSGASCQ2-4 surveys. The spatially-explicit intermediate model 2 improves predictions for PORCUPINE and RESSGASCQ2-4, but not Q1. Finally, the final spatial model worsens PORCUPINE indices, and does not bring further improvement. It performs best than the non spatial model for RESSGASCQ2-4 and IGFS surveys. Since we assumed that abundance indices are directly proportional to abundance, this indicates a better estimation of abundance or catchabilities by the final spatial model for these surveys. *IndR* values for the abundance indices are smaller than for the other data series in general. This is explained by the high inter-annual variability of survey indices of abundance.

We observed that the final spatial model is the most parsimonious, since its pseudo-AIC is the lowest among all the models with various levels of complexity that were tested (Appendix A). This model was therefore chosen for analysis of the fit and predicted dynamics.

2.3. 3 Analysis of final spatial model fit

The comparison of observed and predicted length-frequency distributions aggregated over time steps (Figure 2.4) and the mean Pearson residuals over time steps (Figure D.1) shows that the final spatial model fits well the observed length-frequency distributions. This is particularly true for commercial fleets and landings (panels F to I, O to Q and V), for which the differences between observations and the model results are small and the mean Pearson residuals are close to 0. Note that the largest discrepancies on the fit appear at the quarter scale (see Supplementary Material). Furthermore, for fleets operating in two different areas with the same gear, the peaks in observed length-frequency distributions do not occur at the same lengths in the Bay of Biscay and the Celtic Sea, which is well reproduced in the model predictions. This demonstrates the ability of the model to accurately estimate the selectivity pattern of each fleet.

The model also performs well in predicting length-frequency distributions for the scientific surveys (Figures 2.4 and D.1 panels A to E, L to N, and S to U). It must be noted that the EVHOE surveys, operating in different areas of the final spatial model, have the same selectivity function. The ability of the model to capture the differences observed in length frequency distributions in different areas demonstrates its ability to describe spatial variations not only through selectivities, but also through the spatial structure of the stock.

Nevertheless, the model has a relatively coarse structure and cannot account for all observed spatial variations. In the Celtic Sea for instance, the model did not fit the PORCUPINE survey length-frequency distributions very well (Figures 2.4 and D.1, panel N), even though a selectivity pattern specific to this survey is estimated. For this survey, occurring only on the Porcupine Bank, an area where mainly large hakes are present, the observed length

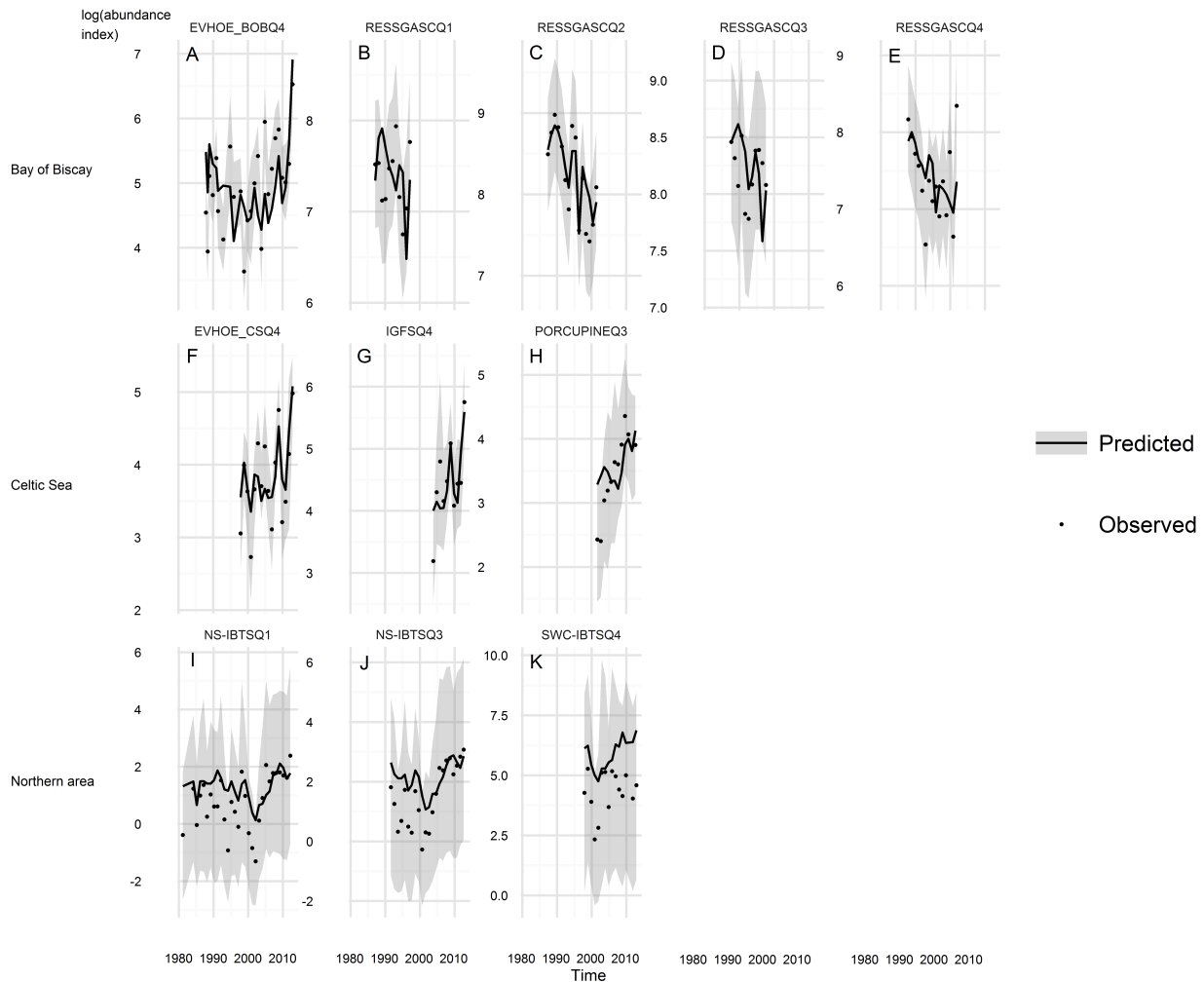


FIGURE 2.5 – Final spatial model fit to abundance indices for each survey (log scale). The widths of the bands represent twice the standard error. First row is for the Bay of Biscay surveys (panels A to E), second row is for the Celtic Sea surveys (panels F to H) and the last row is for the northern area surveys (panels I to K).

frequency distributions are very different from the other surveys conducted on the Celtic Sea shelf (IGFS, EVHOE_CS, Figures 2.4 and D.1, panels L and M), and slightly erratic (see Supplementary Material). Different selectivities cannot account for all the differences in length-frequency distributions inside a particular area of the model, as they apply on the same abundance length compositions. In the northern area, there is the same difference between the well-fitted West of Scotland SWC-IBTS survey, and the poorly fitted and erratic North Sea NS-IBTS surveys (Figures 2.4 and D.1, panels S to U, and Supplementary Material) with the survey selectivities in the final spatial model only accounting partially for the northern area spatial structure as shown by the different predicted length-frequency distributions for the surveys in the area.

The final spatial model provides a generally good representation of the seasonal variation

in length-frequency distributions, except for RESSGASCQ3 (Figures 2.4 and D.1, panels B to E), for which smaller length classes, corresponding to the arrival of recruits, are a poor fit. This might indicate a poor estimation of the summer Bay of Biscay recruitment levels in the model.

For the commercial fleets, observations are all well predicted by the model and the only weaknesses are for the mixed fleet OTHERS and for uncertain discard data (see Appendix D, figures D.1 and D.2). The model provides a good prediction of the inter-annual variations of landings and discards by weight (Figure D.2) except for the discards from non-Nephrops trawler fleets (panels I and K) which, could cause the fishing mortality at the end of the time series to be over-estimated in the Bay of Biscay and underestimated in the Celtic Sea.

The abundance indices (Figure 2.5) are also well predicted by the model, especially in the Bay of Biscay and in the Celtic Sea, and the fitted curves are mostly within the confidence bands for each survey. Again, it is interesting to note that the model has difficulty fitting the SWC-IBTS and NS-IBTS survey indices simultaneously (panels I to K). These surveys, conducted in the West of Scotland and North Sea respectively, show different abundance patterns although, in the model, these two areas are aggregated in the same northern area with the assumption that the two surveys harvest a population that is uniform over the whole of the northern area. This is similar to the difficulty of fitting the length-frequency distributions for the surveys, and highlights the problems arising from the coarse spatial structure used in the model.

2.3. 4 Perceptions of fishery and stock dynamics : final spatial model versus non spatial model

Overall, the final spatial model provides a similar perception of the fishery and stock dynamics to that of the non spatial model (Figure 2.6) even if the final spatial model estimates are slightly more uncertain, as the wider confidence intervals show. Total fishing mortality (see Appendix B for calculations), SSB and recruitment are similar over most of the time series, but there are some differences at the beginning and the end :

- from 1978 to 1986, fishing mortalities and recruitment are estimated to be higher, and SSB in general lower in the final spatial model than in the non spatial model.
- from 1987 to around 1994, fishing mortalities and SSB are higher in the final spatial model than in the non spatial model.
- from 2006 to 2012, fishing mortalities are estimated to be higher, and SSB lower in the final spatial model than in the non spatial model, except for fishing mortality the last year. Recruitment is lower in the final spatial model, except the last three years, where it increases much more than in the non spatial model.

For the last year, SSB and fishing mortality are within precautionary reference points, SSB and fishing mortality are above Maximum Sustainable Yield reference points for both models (see MSY Btrigger, FMSY, Blim, Flim, Bpa and Fpa and their definitions in ICES (2015)).

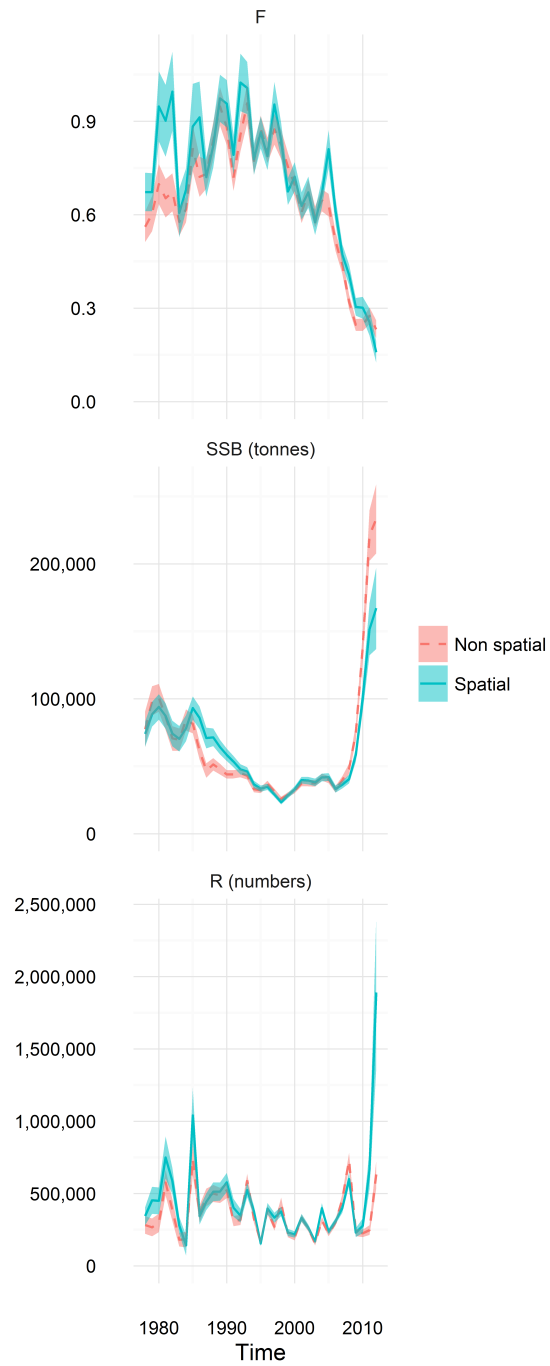


FIGURE 2.6 – Estimates of fishing mortality F (top panel), spawning stock biomass (SSB) in tonnes (middle panel), recruitment in numbers (bottom panel) per time step for the final spatial model (solid) and non spatial model (dashed). The confidence intervals represent twice the standard deviation.

2.3. 5 Perception of spatial stock dynamics

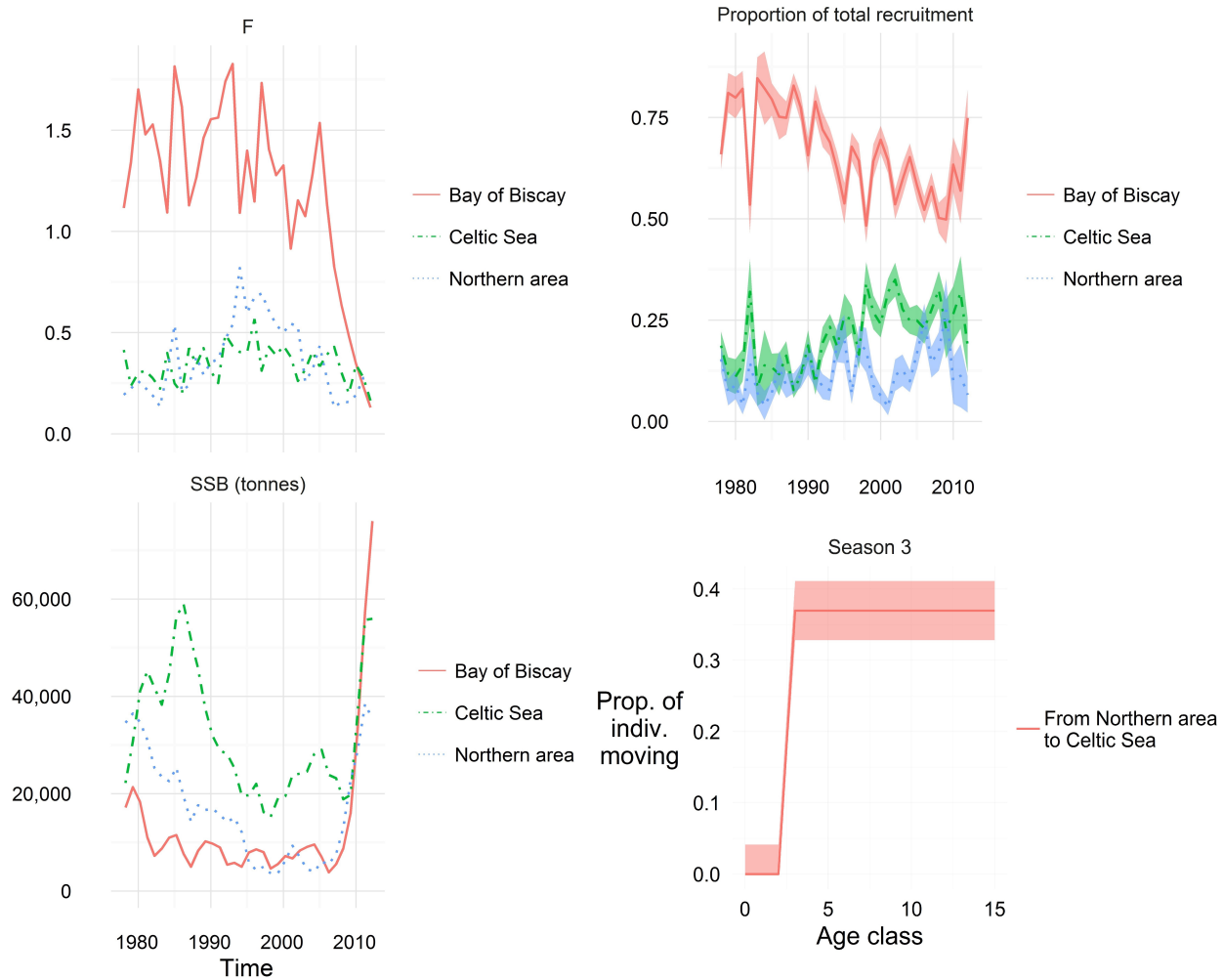


FIGURE 2.7 – Estimates of fishing mortality F (top left panel), spawning stock biomass (SSB) in tonnes (bottom left panel), spatial distribution of recruitment per area and time step (top right panel) and migrations per season and age class (bottom right panel) for the final spatial model. The confidence intervals represent twice the standard deviation. Uncertainties are provided only for the spatial allocation of recruitment and the migrations, as uncertainties for spatial fishing mortalities and SSB are not implemented in the current Stock Synthesis framework.

The spatial estimates of fishing mortalities, SSB, recruitment, and migrations for the three studied areas provide new insights into the population dynamics of hake (Figure 2.7).

The northern area is productive, with high levels of SSB before 1994, between around 15000 and 40000 tonnes, and a recruitment of around 12% of the total over the time series. The estimate of the proportion of adults migrating to the Celtic Sea during season 3 is high, around 37%, giving the Celtic Sea enough biomass to yield the observed high level of catch. The model estimated low fishing mortalities before 1992, mainly below 0.5 which then increa-

sed to around 0.75 in 1994 with the SSB dropping to around 3500 tonnes in 1998. Fishing mortalities remained at these high values until 2002 and then dropped to values similar to those at the beginning of the time series, below 0.5. SSB remained low from 1994 to 2008, then strongly increased to almost 40000 tonnes.

The Celtic Sea population is abundant, as its SSB is the highest over almost the whole time series. This area is allocated around 15% of the total recruitment at the beginning of the time series, excepted in 1981, where the proportion reaches around 30%. This proportion increases between 1990 and 2000 to around 30%, with inter-annual fluctuations. The recruitment, coupled to immigration from the northern area, partly explain the high estimated SSB in this area, between 20000 and 60000 tonnes. It increases from around 20000 to around 60000 tonnes from 1978 to 1986, then drops back to less than 20000 tonnes from 1986 to 1998, and then fluctuates around 25000 tonnes, before a steady increase from 2009 onwards to reach around 60000 tonnes in 2012. Over the time series, the fishing mortalities were estimated mostly between 0.25 and 0.5, with high inter-annual variability.

In the Bay of Biscay, at the beginning of the time series, the SSB was surprisingly much lower than in the northern area, by a factor of two. However, on average over the time series, the Bay of Biscay was allocated around 67% of the total recruitment, with high inter-annual variability. Coupled to the very high estimates for fishing mortality, almost all over 1 before 2006, this indicates the Bay of Biscay population is heavily exploited and renewed. The dynamics are shifting from 2006, with a dramatic fishing mortality drop from around 1,5 to 0,13 and SSB increase from around 4000 to 76000 tonnes. As for the two other areas of the model, this may be linked with the strong recruitment in 2008 and 2011-2012 (Figure 2.6).

2.4 Discussion

2.4.1 Perception of the fishery and stock dynamics supported by the final spatial model estimates

In the Celtic Sea and the Bay of Biscay, the increasing SSB estimated by the final spatial model after 2005 was consistent with the increase in landings at the end of the time series for these two areas (Figure D.2, panels A to G) and the high estimated recruitment in 2008 and 2012 (Figure 2.5), already estimated by the non spatial model (ICES, 2016). The estimated distribution of SSB or total biomass between the Celtic Sea and the Bay of Biscay was between the values already given in the literature (Bertignac *et al.*, 2012; Drouineau *et al.*, 2010). For example, 94% of SSB was allocated to the Celtic Sea and around 6% to the Bay of Biscay in the Drouineau *et al.* (2010) model for 2005 (they did not model the northern area), while, for 2005, the final spatial model allocated around 80% of SSB outside the northern area to the Celtic Sea. On the other hand, Bertignac *et al.* (2012) estimated that around 55% of the total biomass was located in the Bay of Biscay over the whole time series, while the final spatial model estimated only 19% in the Bay of Biscay (not shown) over the whole time series. This makes our spatial repartition estimates intermediate between these 2 previous models estimates.

Also, the estimated spatial pattern of recruitment allocates most recruitment (67%) to the Bay of Biscay, less (21%) to the Celtic Sea and least (12%) to the northern area over the time series (Figure 2.7). This result is rather expected on the basis of the literature and surveys with known nursery areas mostly located in the Bay of Biscay, then the Celtic Sea (Casey et Pereiro, 1995) and lastly the northern area (Guichet, 1996; Quéro et Vayne, 1997; Werner *et al.*, 2016); the spatial distribution of recruits observed by the EVHOE survey showed higher recruitment in the Bay of Biscay than in the Celtic Sea (ICES, 2016b).

The estimates of spatial allocation of recruitment are sensitive to the inclusion of observations on discards and surveys, given that these observations include information on small individuals. Given the high uncertainties on discards data, more information on discards may help to estimate more accurately the recruitment.

In contrast, the final spatial model also showed some rather unexpected patterns. Over the earlier period of the time series (1978-1992), the estimates of SSB in the northern area were almost as high as in the later period (Figure 2.7), and were almost twice those estimated for the Bay of Biscay. This result is somewhat inconsistent with the low level of catches observed in the northern area over the same period (Figure D.2, panel H) which indicated a quasi-absence of hake in the North Sea for the past 50 years (Baudron et Fernandes, 2015).

Also, in the northern area, the increasing SSB estimated by the model after 2005 in all areas (figure 2.7) is inconsistent with results of Baudron et Fernandes (2015), who suggested a SSB increase mainly in the northern area.

By selecting a model with movement occurring only from the northern area to the Celtic Sea, we made the strong assumption that no migration occurs towards the northern area, and between the Bay of Biscay and the Celtic Sea. The availability of relevant tagging data could have allowed to release this strong assumption and test more complex migration design. This simple pattern of migration contrasts with some literature (Alvarez *et al.*, 2004; Baudron et Fernandes, 2015; Casey et Pereiro, 1995; Guichet, 1996; Korta *et al.*, 2015), which discussed potential movements between the Bay of Biscay and the Celtic Sea, even if no data supports this statement. This also contradicts Bertignac *et al.* (2012) model, which estimates a 60% migration to the Celtic Sea, and a 25% migration to the Bay of Biscay. On the contrary, the absence of movement in the final spatial model from the Bay of Biscay to the Celtic Sea is consistent with estimates from the model of Drouineau *et al.* (2010).

Migrations were assumed constant over the period and not density dependent. Alternative migration designs including time variability and less constrained designs (some migrations occur during more seasons) were explored (see Appendix A), however the increase of complexity was not supported by the available data, resulting in convergence issues during the estimation procedure. This highlights the needs for improved knowledge on migration and its seasonality (Alvarez *et al.*, 2004; Baudron et Fernandes, 2015; Casey et Pereiro, 1995; Guichet, 1996; Korta *et al.*, 2015) as assuming time-invariant migration rates may have consequences on the estimates of the spatial distribution of the stock in both abundance and size/age

structure. Again, tagging data could help estimate migration rates for more complex and realistic models, but it is not currently available.

2.4. 2 Lessons from the intermediate models

The final spatial model set out to elucidate stock and fleet spatial dynamics and to slightly improve the estimation of abundance spatio-temporal variability and of some fleets landings length compositions. We started the process by adding an implicit spatial fleet design into the current non spatial assessment model which improved the model's predictions of the dynamics of the length composition of some fleets landings. The second significant improvement in the model was introducing explicit spatio-temporal dynamics to create the intermediate 2 model. At this stage, the model accounted for spatial variability through both an explicit spatial structure and spatially explicit selectivity patterns (Hurtado-Ferro *et al.*, 2014). Most of the gains on the estimation of abundance indices spatio-temporal variability were made at this stage. Finally, a seasonal migration was introduced to create the final spatial model, which improved predictions of some fleets landings length compositions, but worsened the predictions of abundance spatio-temporal variability. This made the final spatial model the most likely for the number of estimated parameters (Appendix A).

We also note that we assessed the models abilities to predict abundance spatio-temporal variability basing on goodness of fit to abundance observations. Since these observations have a high inter-annual variability, one could expect that indices on goodness of fit to abundance would be lower than other indices. A perspective to overcome this could be to fit the model to abundance indices trends, rather than to abundance indices.

Despite these strengths, the final spatial model has limits, often encountered for complex integrated modeling of spatio-temporal stock dynamics. Firstly, the final spatial model highlights data conflicts (figures 2.4 and 2.5) for the northern area and the Celtic Sea surveys, which already existed with the less complex intermediate models. These data conflicts are linked to misspecification of these models (Francis, 2017; Maunder et Piner, 2017) in terms of spatial resolution : a hake population was modelled in each zone, each having its abundance length structure estimated, which conflicts with the data for the Celtic Sea and northern area (figure 2.4). Preliminary runs increasing the spatial resolution by distinguishing offshore areas from the shelf, for both the Bay of Biscay and the Celtic Sea, resulted in an increase in complexity that was not supported by the current available data (not shown), preventing the estimation procedure from converging. To partly address the misspecification issue, estimating separate selectivity patterns for both NS-IBTS surveys could be an interesting prospect. At the moment, such a misspecification may affect the estimates of spatial distribution of SSB and recruitment discussed in section 4.1.

Other issues frequently encountered in complex modeling are the over-parametrization and identifiability issues. Implementing a more complex model implies adding new processes and parameters that require numerous observations to be accurately estimated. For instance, without appropriate tagging data, it is hard to distinguish whether an abundance increase is linked to movements between areas (Drouineau *et al.*, 2010). The final spatial model and sup-

plementary runs revealed complex interactions between the estimates of migrations, spatial allocation of recruitment, spatial fishing mortalities and spawning stock biomass (Appendix A). This directly affects the perception of the fishery provided by the model, and its ability to provide spatial assessments of the stock and underlines the need for supplementary data to address the model misspecifications.

At this stage, several recommendations could be made to further develop this spatial assessment of the northern hake stock. Firstly, model misspecifications should be better identified through, for example, an analysis of performances of fitting and data conflicts (Maunder et Piner, 2017) and then resolved with appropriate modeling hypotheses, if possible. This is of primary importance, as a more complex model does not bring any improvement if misspecified (Punt, 2017). Secondly, a parsimonious modeling approach using the available data and scientific knowledge should be used, to avoid modeling a complex process with confounding estimates for non-identifiable parameters (Appendix A).

We also recommend to work on the definition of elements of the estimation procedure, given the difficulties of estimating a high number of parameters in integrated complex modeling. Indeed, given the high number of parameters and the high computational cost for exploring the parameter space, investigating the features of the estimation procedure, such as running the procedure with a large number of initial points, analyzing available indicators of goodness of fit, analyzing model parameters using likelihood profiles (Cass-Calay *et al.*, 2014), is required to increase the chances of global convergence and correct parameter estimates. Further work to explore parameter values variations with a lower gradient threshold could be an interesting prospect on future models.

2.4. 3 Towards spatial management

This spatial model is a step towards a spatial assessment of the northern hake stock and its fisheries spatial management. Even though the spatial structure of the model is still coarse, our model takes spatial variations in the stock and fishery dynamics into account and could, therefore, predict management indicators at various scales. In particular, the final spatial model estimates of SSB spatial distribution were variable in time which is different from the current constant Total Allowable Catch (TAC) spatial distribution (ICES, 2016b), with a discrepancy between the constant proportion of TAC (3.5%) allocated to the North Sea and the SSB estimates for the final spatial model increasing towards the end of the time series in the northern area or the recent increase in SSB in the North Sea reported by Baudron et Fernandes (2015). Even if the TAC spatial allocation is made at a different spatial scale from the model described in this paper, the spatial distributions of abundance, fishing mortality and recruitment estimated by the stock assessment model are useful for spatial catch predictions and allocating quotas in different areas. This would help to provide exploitation rates more in line with the potential productivity and fishing pressure at regional levels. Even if this needs to be treated with caution due to the misspecifications identified in the final spatial model, the model is a step towards regionalisation of northern hake fisheries management, as recommended by current European directives and regulations (EU, 2013, 2008).

Following these directives and regulations, several regional multiannual management plans to address mixed fisheries issues are currently being developed (STECF, 2015b). These need tools such as a Management Strategy Evaluation (MSE) framework to predict their effects.

The results introduced in this manuscript could contribute significantly to the conditioning of a spatial MSE, which may allow the assessment of stock management measures in mixed demersal fisheries, especially spatially-explicit measures. The MSE could use the spatial stock assessment model coupled to a fisheries simulation model, such as ISIS-Fish (Mahévas et Pelletier, 2004; Pelletier *et al.*, 2009), which has already been used in a MSE for other mixed fisheries (Marchal et Vermard, 2013).

Acknowledgements

We would like to thank IFREMER, the Pays de la Loire and the COSELMAR project who provided all the funding for this study. We also thank :

- all the commercial and survey data providers
- the participants in the surveys and sampling programs that collected the data used in our study
- the Stock Synthesis 3 and r4ss communities for providing SS3 executables, resources, and help on SS3 and r4ss R library.

We thank Marie-Pierre Étienne for her help on the estimation procedure definition. We also thank André Punt and an anonymous reviewer who helped us to improve the quality of this manuscript.

3 Conclusion dans un cadre de MSE

Le développement du modèle spatialisé d'évaluation du stock de merlu Nord a été long et techniquement lourd, et articulé autour de 2 étapes principales : la collecte et l'agrégation d'observations de captures, rejets en tonnes, d'estimations d'indices d'abondance et de leur composition en taille ; et la complexification progressive du modèle non spatialisé au modèle spatialisé d'évaluation. Les observations collectées ont en partie contraint les hypothèses du modèle spatialisé en ce qui concerne le découpage des zones et flottilles. La complexification progressive du modèle n'a pas été linéaire, mais a constitué en de nombreux allers-retours sur les hypothèses testées. Elle a permis de parcourir l'effet sur l'ajustement et les estimations de différentes hypothèses de sélectivités, zones, campagnes à intégrer, et migrations entre autres.

L'ajustement aux observations concernant l'abondance est légèrement meilleur avec le modèle spatialisé, notamment grâce à sa structure spatialement explicite. Il estime des variations spatio-temporelles de dynamiques liées au stock de merlu Nord : variations de recrutement, abondance et intensité de pêche entre le golfe de Gascogne, la mer Celtique et la zone Nord, migration. Ces estimations seront utiles pour la phase de calibration et d'évaluation des performances du modèle opératoire, mais aussi pour concevoir des mesures de gestion spatialisées prenant en compte des variations entre golfe de Gascogne, mer Celtique et zone Nord.

Les variations spatio-temporelles estimées par le modèle développé restent cependant à une échelle grossière. L'absence d'observations suffisamment variées et abondantes à petite échelle n'a pas permis d'envisager une description plus fine de la dynamique de ce stock. C'est le cas par exemple des variations entre Ouest Écosse et mer du Nord, du fait des observations trop agrégées. Également, les zones d'accore et de plateau n'ont pas été distinguées dans le golfe de Gascogne et la mer Celtique, tout comme les palangriers et les fileyeurs ont été regroupés en une seule flottille dans chacune de ces zones. Ces simplifications ont dû être opérées afin de réduire le nombre de paramètres, qui était trop élevé au regard des observations disponibles, et empêchait la procédure d'estimation d'estimer correctement ces paramètres. Par conséquent, le modèle d'évaluation n'évalue pas tous les processus que l'on souhaitait estimer au départ : les variations entre zones et flottilles évoquées ci-dessus ne pourront pas être intégrées dans le modèle opératoire du cadre de MSE sur la base des estimations du modèle d'évaluation présenté dans ce chapitre. Malgré une approche précautionneuse et parcimonieuse, la complexité du modèle est importante au regard des observations disponibles. Cela se traduit par des difficultés à utiliser la procédure d'estimation. À l'heure actuelle, ce premier modèle d'évaluation spatialisé du stock de merlu Nord est prometteur mais n'est pas encore exploitable en opérationnel pour le CIEM.

Pour améliorer les performances du modèle d'évaluation, plus d'observations sont nécessaires : des observations plus désagrégées en zone Nord pour pouvoir distinguer Ouest Écosse et mer du Nord, des observations sur les rejets plus nombreuses et fiables afin d'estimer de manière plus fiable le recrutement et l'abondance des petits individus, des observations de marquage à l'échelle des zones du modèle afin d'estimer de manière plus fiable les migrations, des observations sur les années les plus récentes. À même niveau de complexité, ces observations permettraient de faciliter l'estimation de paramètres avec la procédure d'estimation du modèle, et donc de le rendre plus opérationnel dans un contexte d'utilisation routinière pour

évaluer le stock de merlu Nord, mais aussi dans le cadre de MSE proposé dans cette thèse. Ces observations pourraient permettre une modélisation à une échelle spatiale plus fine, et d'estimer plus de migrations potentielles, ce qui aurait également pu permettre d'intégrer plus de connaissances dans le modèle opératoire.

Malgré ces axes d'amélioration qu'il n'a pas été possible d'explorer, le modèle spatialisé d'évaluation adresse les 2 objectifs présentés au début de ce chapitre : estimer des variations spatio-temporelles sur le stock de merlu Nord, qui peuvent être ré-exploitées dans le modèle opératoire du cadre de MSE ; le modèle d'évaluation spatialisé peut être intégré dans un modèle de stratégie de gestion dans le cadre de MSE (voir figure 1.6), ses estimations de variations spatio-temporelles permettant de concevoir des mesures de gestion spatialisées (figure 1.7).

Chapitre 3

Modélisation de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne

1 Introduction

Ce chapitre présente la construction du modèle opératoire de la MSE (figure 1.6). Dans le cadre de modélisation de la MSE, le modèle opératoire décrit les 3 espèces principales de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne, là où le modèle d'évaluation du chapitre précédent décrivait le seul stock du merlu Nord dans le golfe de Gascogne, la mer Celtique et la zone Nord. Ce chapitre se concentre donc en particulier sur le golfe de Gascogne (figure 1.3).

Afin de pouvoir utiliser le modèle opératoire dans un cadre de modélisation de MSE, ses hypothèses doivent être définies selon plusieurs contraintes propres au cadre de MSE. Dans ce cadre, l'objectif principal du modèle opératoire est d'obtenir une représentation de la pêche assez réaliste pour modéliser les potentiels effets des mesures de gestion construites à partir du modèle de stratégie de gestion.

Le cadre de MSE doit intégrer l'ensemble des processus conduisant à la mise en place d'une mesure de gestion. Dans le cas du merlu Nord, les estimations du modèle d'évaluation de stock permettent d'émettre un avis sur l'état du stock et sur un TAC à mettre en place. Ce processus est donc reproduit dans le cadre de MSE : le modèle d'évaluation de stock du merlu Nord évalue les dynamiques simulées par le modèle opératoire ; sur la base des estimations du modèle d'évaluation, un TAC est mis en place dans le modèle opératoire. De fait plusieurs contraintes s'appliquent au modèle opératoire :

- Échelles d'agrégation : les valeurs simulées par le modèle opératoire doivent pouvoir être agrégées à l'échelle spatio-temporelle du modèle d'évaluation. Par exemple, le golfe de Gascogne et la mer Celtique sont distincts dans le modèle d'évaluation spatialisé. Si les zones d'accore et les zones de plateau sont distincts dans le modèle opératoire, mais sans différenciation entre golfe de Gascogne et mer Celtique, et que certains métiers du modèle opératoire exploitent la mer Celtique et le golfe de Gascogne, il n'est pas possible d'agréger les captures simulées par le modèle opératoire à l'échelle du golfe de Gascogne et de la mer Celtique. La modélisation des processus du modèle opératoire

ne doit pas empêcher cette agrégation, afin de pouvoir mettre en place le couplage de modèles, mais aussi comparer les simulations du modèle opératoire aux estimations du modèle d'évaluation.

- Réalisme : le modèle opératoire ne peut pas être moins complexe que le modèle d'évaluation, puisque cela ne ferait pas sens que le modèle d'évaluation soit plus complexe que le système qu'il est censé représenter
- Parcimonie : cette contrainte est commune à tous les exercices de modélisation. Le modèle ne doit pas être trop complexe afin d'être en mesure de comprendre les dynamiques qu'il simule, de le valider, et l'utiliser pour répondre à des questions de recherche.

L'intégration de la connaissance, l'estimation de paramètres et la validation d'un modèle font partie des étapes du processus de modélisation. Pour combler des manques de connaissances sur les processus d'exploitation dans la pêche, une estimation de paramètres du modèle opératoire par calibration a été entreprise. Elle permet d'ajuster le modèle sur un jeu d'observations, donc d'évaluer sa capacité à reproduire des processus de la pêche.

La première partie de ce chapitre présente les hypothèses et la paramétrisation du modèle opératoire, choisies en partie selon les contraintes citées précédemment. La seconde partie décrit l'étape de calibration du modèle. Cette étape est indispensable pour estimer les paramètres mal connus et sensibles du modèle. Enfin, la dernière étape est l'évaluation des performances du modèle pour mesurer sa capacité à représenter les observations de la pêche. Cette étape permet de comprendre les dynamiques du modèle opératoire au regard des observations et connaissances disponibles, préalable indispensable à son utilisation.

2 Intégration de l'information disponible dans le modèle opératoire

Cette section propose dans un premier temps une brève introduction au simulateur de pêcheries ISIS-Fish, utilisé pour concevoir le modèle opératoire. Les choix de paramétrisation du modèle pour permettre la réalisation de la boucle de MSE sont ensuite détaillés, en distinguant :

- les dynamiques spatio-temporelles du merlu dans le golfe de Gascogne
- les dynamiques spatio-temporelles de l'exploitation
- les paramètres estimés par calibration dans ce chapitre

Ces éléments se concentrent principalement sur les dynamiques liées au merlu Nord dans le golfe de Gascogne, qui ont concentré la majeure partie du travail d'intégration de l'information au modèle opératoire. Ceci n'a cependant pas empêché un travail sur l'exploitation hors golfe de Gascogne, et sur les dynamiques de la sole et de la langoustine dans le golfe de Gascogne, qui ont elles aussi été intégrées et vérifiées dans le modèle. Les informations liées à la biologie de la sole et de la langoustine sont détaillées dans l'annexe C, et celles concernant l'exploitation hors golfe de Gascogne dans l'annexe D. Les informations intégrées et leurs sources sont résumées en fin de cette partie 2 dans le tableau 3.5.

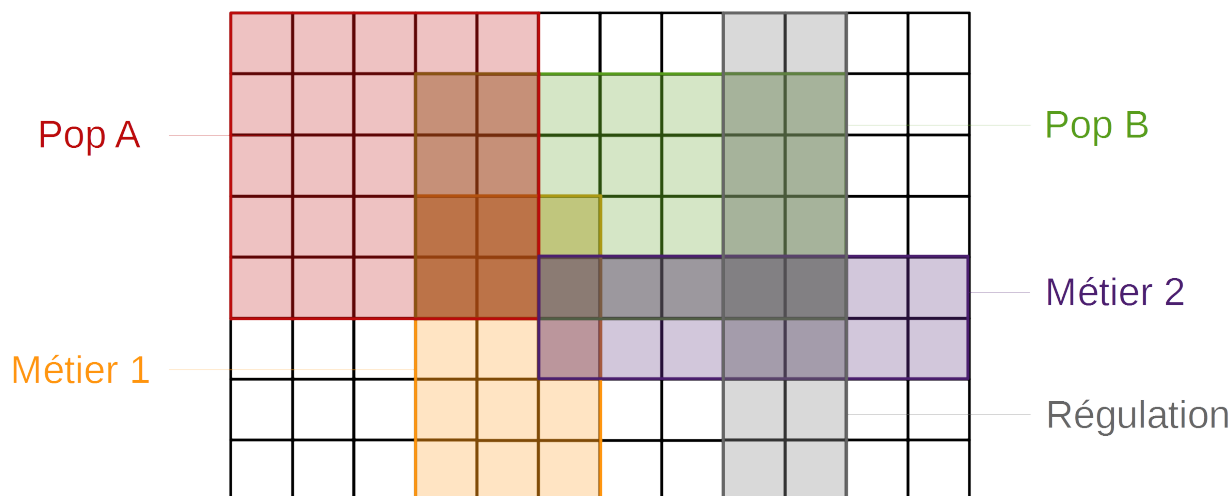


FIGURE 3.1 – Illustration de la modélisation spatialement explicite de couches de population (A et B ; rouge et vert), d’exploitation (1 et 2 ; jaune et violet) et de mesure de gestion (gris) dans ISIS-Fish

2.1 Le simulateur de pêcheries ISIS-Fish

ISIS-Fish est un simulateur de pêcherie complexe. Il permet de modéliser les dynamiques d’une pêcherie à l’échelle mensuelle, et à une échelle spatiale au choix de l’utilisateur. ISIS-Fish permet la simulation de 3 principales composantes (voir figure 3.1) :

- Dynamique de population : permet de modéliser plusieurs stocks, et pour chaque stock plusieurs populations. Pour chaque population, une structure, en taille ou en âge, est décrite. Cette composante permet de modéliser à chaque pas de temps les variations de la distribution spatiale de l’abondance, grâce à des processus pouvant être spatialisés, comme le recrutement, les migrations et la mortalité par pêche.
- Dynamique d’exploitation : l’exploitation des populations dépend de l’effort de pêche ; c’est la superposition au même pas de temps dans la même zone d’un effort de pêche et d’une population qui génère une capture. Cet effort est distribué entre différentes activités de pêche, chacune ayant son propre motif spatio-saisonnier.
- Gestion des pêches : de nombreuses mesures de gestion peuvent être implémentées en ISIS-Fish, qu’elles soient globales, spatialisées, mono- ou multi-spécifiques. Par exemple, des contrôles de captures ou d’effort, des Aires Marines Protégées, des mesures techniques, ou encore des règles sur les rejets. Une réponse des pêcheurs est implémentée : il s’agit d’une modification de l’activité de pêche face à la mesure de gestion : par exemple, la répartition de l’effort entre métiers peut être modifiée.

Dans la figure 3.1, des couches spatiales représentent une population ou la zone d’un métier de pêche. Elles sont constituées par des cellules de la grille (en noir), dont la taille est fixée par l’utilisateur. Les couches sont homogènes, *i.e.* l’abondance d’une population est répartie de manière spatialement homogène entre les cellules d’une couche, de même pour

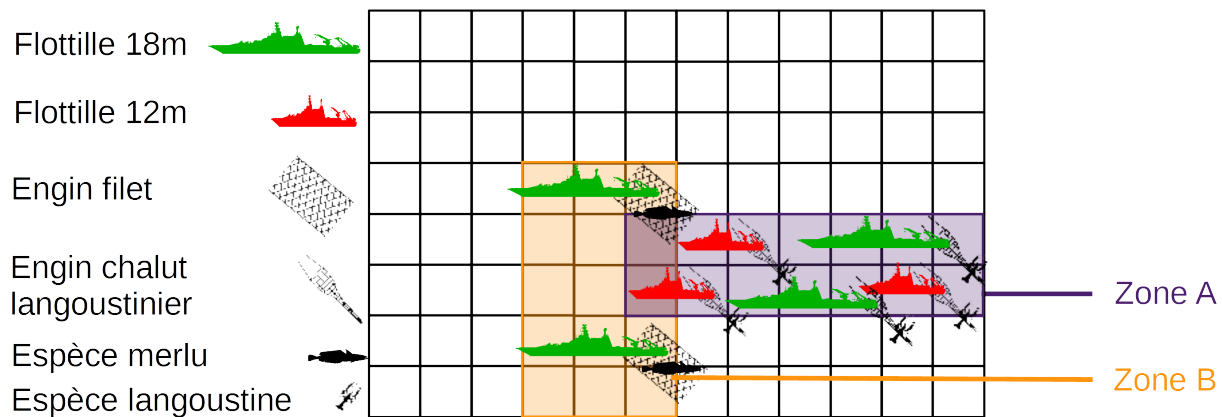


FIGURE 3.2 – Illustration des liens entre les concepts d’engin, de métier, d’espèce ciblée et de flottille dans ISIS-Fish

l’effort d’un métier. L’abondance d’une couche de population est répartie entre des groupes de populations (groupes de taille ou d’âge), cette répartition étant propre à la couche. Une population peut être répartie entre différentes couches, ce qui permet de représenter, par exemple, des agrégations spatiales à certains pas de temps. Deux couches d’une même population peuvent se superposer¹. Il en va de même pour l’effort de pêche. La mortalité par pêche F est calculée à l’intersection de couches de population et d’exploitation, avec une relation de type $F = qE$, q étant l’accessibilité² d’une population et E l’effort de pêche³. À partir de la mortalité par pêche et de l’abondance dans une zone sont calculés des taux de capture et de survie, desquels sont déduits une capture en nombre et l’abondance en fin de mois.

La description de la dynamique de l’exploitation à l’échelle du mois s’articule autour de plusieurs éléments dans ISIS-Fish, illustrés en figure 3.2 :

- Des engins. Un engin de pêche permet de capturer un ensemble d’espèces. Pour chacune de ces espèces, une fonction de sélectivité est définie pour l’engin. Pour chaque engin est défini un facteur de standardisation, qui permet de positionner relativement entre eux les engins en termes d’effort : par exemple pour les engins en figure 3.2, le filet capture du merlu, et le chalut du merlu et de la langoustine. Si le filet a un facteur de 2, et le chalut un facteur de 1, toutes choses égales par ailleurs, le filet capture 2 fois plus de merlu que le chalut.
- Des métiers, c’est-à-dire un engin ciblant un ensemble d’espèces dans un ensemble de zones. Par exemple, en figure 3.2, les chalutiers langoustiniers ciblant la langoustine en zone A sont un métier. Le fait de ne cibler que la langoustine ne l’empêche pas de capturer d’autres espèces, par exemple le merlu. Dans ce cas d’étude, un facteur de ciblage peut être défini pour chaque espèce du métier et saison où il est pratiqué. Le

1. Simplification. Voir Mahévas et Pelletier (2004) et Pelletier *et al.* (2009) pour le détail des formules.

2. On entend par “accessibilité” la capturabilité au sens de Seber (1982), *i.e.* la probabilité qu’un individu présent dans la zone exploitée soit capturé par une unité standard d’effort exercée par un engin non sélectif.

3. Simplification, ayant pour seul but de montrer le lien entre effort, mortalité par pêche et capture dans ISIS-Fish. Formules détaillées dans Pelletier *et al.* (2009), et rappelées plus loin équations (3.25) à (3.26)

facteur de ciblage quantifie l'intensité avec laquelle une espèce est recherchée par un métier. Il positionne les métiers*populations*saisons relativement entre eux en termes d'effort (voir équation (3.25)), similairement au facteur de standardisation avec les engins.

- Des flottilles, c'est-à-dire un ensemble de navires ayant des caractéristiques techniques similaires et pratiquant le même ensemble de métiers. Par exemple en figure 3.2, la flottille des bateaux de 18m pratique 2 métiers, la flottille des bateaux de 12m pratique 1 métier. Un métier peut être pratiqué par plusieurs flottilles : c'est le cas du métier en zone A.
- Des stratégies, c'est-à-dire une séquence annuelle de métiers pratiquée par une proportion d'une flottille. Dans une stratégie sont définis le nombre de jours d'activité pour la proportion de la flottille pour chaque mois ; et les métiers pratiqués chaque mois, et en quelles proportions. Par exemple, en figure 3.2, on peut diviser la flottille des 18m en 2 groupes de 2 navires. Le premier groupe pratique de janvier à mars le métier chalut langoustinier ciblant la langoustine en zone A (comme sur l'illustration), puis de avril à décembre, 1 navire de ce groupe pratique toujours ce métier, tandis que l'autre navire va pratiquer le métier filet ciblant le merlu en zone B (non illustré).

Cette modélisation spatialement explicite a permis la simulation de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne pour les projets Myfish (Worsøe Clausen *et al.*, 2016), Benthis (Sala *et al.*, 2014) et Coselmar (Pardo *et al.*, 2017), respectivement dans le but d'évaluer l'effet de réductions d'effort sur la pêche merlu-sole-langoustine, l'effet d'Aires Marines Protégées sur la pêche merlu-langoustine, et l'effet de *scnearii* des changement de gouvernance. La paramétrisation du modèle opératoire se base sur celle utilisée pour ces projets, nommée "paramétrisation précédente" dans ce manuscrit. Néanmoins, elle en diffère légèrement afin de proposer une modélisation cohérente avec une utilisation dans un cadre de MSE avec le modèle spatialisé d'évaluation du merlu Nord.

2.2 Intégration de la connaissance sur la dynamique spatio-temporelle du merlu Nord dans le golfe de Gascogne

Cette sous-section présente la connaissance sur les dynamiques spatio-temporelles du merlu Nord intégrée au modèle opératoire, et les hypothèses qui en découlent. Dans l'ordre, sont présentées les hypothèses issues de la paramétrisation précédente (structure, saisons, mortalité naturelle, relation taille-poids, maturité), puis celles qui diffèrent de cette paramétrisation (zones, recrutement, croissance, abondance au pas de temps initial, migrations).

Structure du stock En ISIS-Fish, un stock peut être structuré en taille ou en âge. Étant donné que les observations sur le merlu sont structurées en taille uniquement, et que des estimations de sélectivités en taille sont disponibles, une structure en taille est choisie pour le stock de merlu dans le modèle opératoire. En ISIS-Fish, il n'y a pas de notion d'âge pour un stock structuré en taille. Ainsi, la croissance sera décrite par incréments de croissance, afin de ne se baser que sur la taille des individus (voir plus loin). De même, le suivi de cohortes n'est pas possible, les classes de taille n'étant pas associées à des années et saisons de recrutement.

Ces hypothèses diffèrent de celles du modèle d'évaluation, qui modélisait une structure en âge, mais pouvait s'ajuster à des observations en taille grâce à une relation taille-âge. Les modèles de pêcherie étant sensibles aux hypothèses sur la structure d'un stock, on peut s'attendre à ce que cette hypothèse génère des différences entre les simulations du modèle opératoire et les estimations du modèle d'évaluation spatialisé. La structure en taille de la paramétrisation précédente a été reprise : 65 classes de taille de 2 cm, de borne inférieure 0 à 128 cm, ont été définies.

Saisons Comme dans le modèle spatialisé d'évaluation de stock, 4 saisons merlu ont été définies. Il s'agit de celles qui étaient déjà définies dans la paramétrisation précédente. Elles permettent de tenir compte des variations saisonnières de dynamique de population (recrutement et migration) et d'exploitation :

- janvier - mars : agrégation des individus matures au bord du plateau en début de saison
- avril - juin : dispersion d'une partie des matures en début de saison
- juillet - septembre : dispersion de l'ensemble des matures encore présents au bord du plateau en début de saison
- octobre - décembre : pas de recrutement. Migration de zone Nord vers mer Celtique en début de saison

Mortalité naturelle La mortalité naturelle regroupe toutes les sources de mortalité autres que la mortalité par pêche. Bien que les modèles de pêcheries soient sensibles à sa modélisation, elle est extrêmement peu connue, et supposée constante pour la majorité des stocks. C'est le cas du merlu Nord, la paramétrisation actuelle a été reprise :

$$M = 0.4 \text{ an}^{-1} \tag{3.1}$$

(ICES, 2014a)

M est constante au cours du temps.

Relation taille-poids La relation taille-poids permet d'associer un poids moyen à chaque classe de taille. Elle est reprise de la paramétrisation précédente :

$$W = 5.13 * 10^{-9} l^{3.074} \tag{3.2}$$

(ICES, 1991)

avec W le poids en tonnes et l la taille moyenne de la classe de taille en centimètres

Maturité Le merlu présente un dimorphisme sexuel, notamment en ce qui concerne la maturité sexuelle et la croissance, les mâles étant en moyenne plus précoces et petits que les femelles (Quéro et Vayne, 1997). Néanmoins, par manque d'informations permettant une modélisation fiable des mâles séparément des femelles, ce dimorphisme n'est pas modélisé.

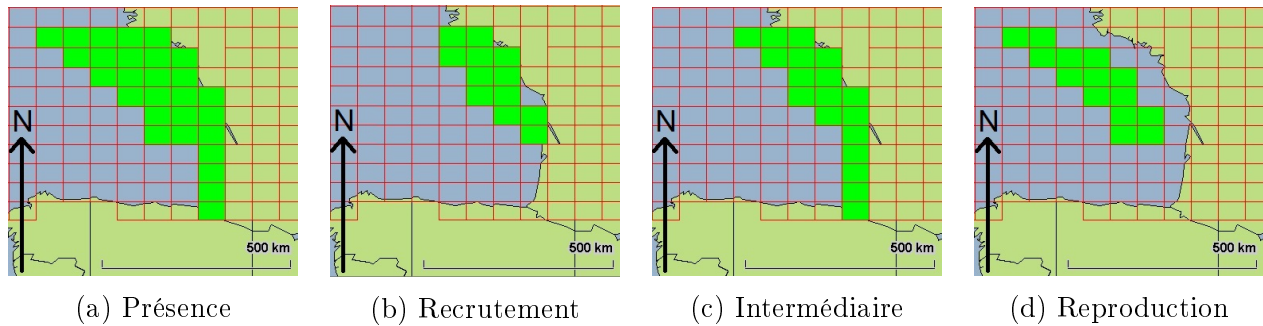


FIGURE 3.3 – Zones merlu du golfe de Gascogne modélisées dans ISIS-Fish. Chaque zone est représentée par les rectangles statistiques en vert.

Comme dans la paramétrisation précédente, la maturité est modélisée par une ogive de maturité, qui définit la proportion d’individus matures dans une classe de taille :

$$M_l = \frac{1}{1 + e^{-0.2(l-42.85)}} \quad (3.3)$$

(ICES, 2010a)

avec l la taille moyenne de la classe de taille en centimètres, M_l la proportion de matures parmi les individus de taille l

Zones Similairement au modèle spatialisé d’évaluation, les dynamiques du merlu sont modélisées dans le golfe de Gascogne (figure 3.3), dans la mer Celtique et dans la zone Nord, ces zones étant distinctes. Néanmoins, à la différence du modèle d’évaluation, 4 zones sont définies dans le golfe de Gascogne (figure 3.3). Cette modélisation spatialement plus fine permet de représenter des processus liés à la reproduction et au recrutement du merlu dans le golfe de Gascogne. La littérature décrit une agrégation d’individus matures au début de l’année au bord du plateau, puis une dispersion le reste de l’année (Casey et Pereiro, 1995; Guichet, 1996; Poulard, 2001; Alvarez *et al.*, 2004; Woillez *et al.*, 2007). Les immatures sont présents vers la côte, le recrutement s’effectuant dans la Grande Vasière et la vasière de Gironde principalement (Quéro et Vayne, 1997).

La définition des zones diffère de celle de la paramétrisation précédente. Une première zone, dite “zone de présence”, regroupe l’ensemble des rectangles statistiques où la quasi-totalité du merlu européen est pêché dans le golfe de Gascogne. Elle se sépare en 3 autres zones, dites “de recrutement”, “intermédiaire”, et “de reproduction”. Chaque zone est une agrégation de rectangles statistiques CIEM⁴. Le découpage des 4 zones golfe de Gascogne a été effectué selon la répartition des captures de merlu par rectangle statistique et catégorie

4. Rectangles de 1° longitude * 0,5° latitude. C’est la plus petite unité spatiale à laquelle un pêcheur doit déclarer son effort de pêche et sa production. Les sous-zones du CIEM présentées figure 1.2 sont des agrégations de rectangles statistiques. Voir <http://www.ices.dk/marine-data/maps/Pages/ICES-statistical-rectangles.aspx> et https://wwz.ifremer.fr/peche/content/download/36920/501766/file/Carro_CNTS_05rom_04.pdf?version=1 pour les détails de la nomenclature (consultés le 05/04/2018)

commerciale (voir annexe C). La zone de recrutement permet de modéliser le recrutement à proximité des côtes. La zone intermédiaire permet de modéliser une dispersion de ces individus vers les régions voisines de la zone de recrutement dès l'âge 1. La zone de reproduction permet de modéliser l'agrégation des individus matures se reproduisant au bord du plateau, et la zone de présence permet de modéliser la dispersion de ces individus matures dans l'ensemble du golfe de Gascogne.

Recrutement Le recrutement a lieu dans le golfe de Gascogne, la mer Celtique et la zone Nord, des nourriceries à merlu et des juvéniles ayant été observés dans ces zones (Quéro et Vayne, 1997). Il a lieu pendant les 3 premières saisons, le recrutement de chaque saison étant réparti équitablement entre chaque mois. Le recrutement pour chaque année y , trimestre s et zone z $R_{y,s,z}$ est différent de celui de la paramétrisation précédente, et calculé comme suit :

$$R_{y,s,z} = R_y * p_{s,y} * p_{z,y} \quad (3.4)$$

avec R_y le nombre de recrues pour l'année y , $p_{s,y}$ la proportion du recrutement alloué à la saison s à l'année y , $p_{z,y}$ la proportion du recrutement alloué à la zone z à l'année y . Les estimations de chaque terme ont été fixées en fonction de l'information disponible sur le recrutement sur la série temporelle.

On s'attache à intégrer au plus la connaissance disponible sur le recrutement. Des estimations du recrutement global R_y , et de répartition spatio-temporelle $p_{s,y}$ et $p_{z,y}$ sont disponibles pour 2010 avec le modèle d'évaluation spatialisé (Vigier *et al.*, 2018), et jusqu'en 2014 (sauf variations spatiales $p_{z,y}$) avec le modèle d'évaluation non spatialisé (ICES, 2017). Les estimations réalisées par chacun de ces modèles sur les 2 dernières années de leur série temporelle n'ont pas été utilisées, car les recrutements sont estimés avec moins d'informations en fin de série temporelle, ce qui compromet leur fiabilité. Afin de simuler dans le modèle opératoire des dynamiques cohérentes avec celles du modèle d'évaluation de la MSE (spatialisé), la connaissance apportée par le modèle spatialisé d'évaluation est favorisée par rapport à celle du modèle non spatialisé. De ces contraintes, il découle la paramétrisation suivante :

- recrutement global R_y : en 2010, il est identique à celui estimé par le modèle spatialisé d'évaluation. En 2011-2012, les estimations du modèle spatialisé d'évaluation ne sont pas utilisées, car il s'agit des 2 dernières années de sa série temporelle. À la place, sur cette période, la moyenne géométrique R_{gm} sur 1978-2010 est utilisée :

$$R_{gm} = e^{\frac{\sum_{y=1978}^{2010} \ln(R_y^{spat})}{33}} \quad (3.5)$$

, avec R_y^{spat} le nombre de recrues estimé à l'année y par le modèle d'évaluation spatialisé. En 2013-2014, le modèle non spatialisé d'évaluation de stock fournit des informations sur les variations inter-annuelles du recrutement. Le recrutement global est calculé comme étant celui de 2010, auquel est appliqué la variation inter-annuelle du recrutement estimée par le modèle non spatialisé :

$$R_y = R_{2010}^{spat} * \frac{R_y^{non\ spat}}{R_{2010}^{non\ spat}} \quad (3.6)$$

, avec $R_y^{non\ spat}$ l'estimation du nombre de recrues du modèle non spatialisé pour l'année y . À partir de 2015, on estime qu'il n'y a plus de connaissance disponibles sur le recrutement : le recrutement global est alors forcé comme étant égal à R_{gm} , comme pour 2011-2012.

- variations spatiales $p_{z,y}$: seul le modèle spatialisé d'évaluation de stock a estimé ces variations. Les variations spatiales en 2010 sont identiques à celles estimées par le modèle spatialisé d'évaluation. Pour les mêmes raisons qu'au point précédent, les estimations de 2011-2012 ne sont pas utilisées. À la place, des proportions spatiales sur la base des moyennes géométriques du recrutement par zone $R_{gm,z}$ sont utilisées :

$$R_{gm,z} = e^{\frac{\sum_{y=1978}^{2010} \ln(R_{y,z}^{spat})}{33}} \quad (3.7)$$

, avec $R_{y,z}^{spat}$ le nombre de recrues estimé à l'année y dans la zone z par le modèle d'évaluation spatialisé. On en déduit des proportions $p_{gm,z}$:

$$p_{gm,z} = \frac{R_{gm,z}}{\sum_{z \in Z} R_{gm,z}} \quad (3.8)$$

, avec Z l'ensemble des zones. Ces proportions sont utilisées pour la période 2011-2020.

- variations saisonnières $p_{s,y}$: les variations saisonnières en 2010 sont identiques à celles estimées par le modèle d'évaluation spatialisé. Pour les mêmes raisons qu'au point précédent, et d'une manière similaire, les proportions saisonnières 2011-2012 sont remplacées par des proportions basées sur des moyennes géométriques $p_{gm,s}$:

$$R_{gm,s} = e^{\frac{\sum_{y=1978}^{2010} \ln(R_{y,s}^{spat})}{33}} \quad (3.9)$$

$$p_{gm,s} = \frac{R_{gm,s}}{\sum_{s \in S} R_{gm,s}} \quad (3.10)$$

, avec s une saison, et S l'ensemble des saisons. Sur la période 2013-2014, des estimations des proportions saisonnières du recrutement sont fournies par le modèle d'évaluation non spatialisé. Les $p_{s,y}$ sur 2013-2014 sont donc les variations saisonnières estimées par le modèle d'évaluation non spatialisé. Enfin, pour les mêmes raisons qu'aux points précédents, par manque d'information, les proportions $p_{gm,s}$ sont utilisées à partir de 2015, comme en 2011-2012.

Les valeurs de R_y , $p_{s,y}$ et $p_{z,y}$ sont résumées dans la table C.3.

Croissance La modélisation de la croissance se base sur celle de ICES (2010a) :

- Une relation linéaire de l'âge 0 à l'âge 0.75

$$l(t) = \frac{t}{9} * L_{0.75}^- \quad (3.11)$$

avec t l'âge en mois, $L_{0.75}^-$ la taille moyenne à l'âge 0.75 an.

— Une loi de von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938) à partir de l'âge 0.75 :

$$l(t) = L_\infty(1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad (3.12)$$

avec L_∞ la longueur asymptotique, K un taux de croissance, et t_0 un coefficient "artéfact" censé représenter l'âge en mois auquel la taille moyenne est de 0. t_0 est la solution de $L_{0.75}^- = L_\infty(1 - e^{-K(x-0.75)})$. Les coefficients suivants ont été estimés par ICES (2010a) : $L_\infty = 130 \text{ cm}$, $K = 0.177319 \text{ an}^{-1}$, $L_{0.75}^- = 15.8392 \text{ cm}$. De ces valeurs, $t_0 \simeq 0.01727 \text{ an}$.

Dans le cas d'ISIS-Fish qui est structuré en taille uniquement, il n'est pas possible d'utiliser directement cette relation, qui dépend de l'âge des individus. La croissance est alors modélisée par :

$$N_{t+1} = GN_t \quad (3.13)$$

avec N_t le vecteur d'abondance de toutes les classes au temps t , et G la matrice de transition donnant la probabilité de passer d'une classe de taille à une autre. G est constante au cours du temps. L'approche par incréments de croissance a été utilisée pour calculer G . Un incrément de croissance moyen pour un individu de taille l $\Delta_l(l)$ pendant l'intervalle de temps Δ_t est défini linéairement avant $L_{0.75}^-$. Après cette taille, il est défini par une reformulation de la loi de von Bertalanffy (Fabens, 1965) :

$$\Delta_l(l) = \begin{cases} \frac{L_{0.75}^-}{9} & , l < L_{0.75}^- \\ (L_\infty - l) * (1 - e^{-K\Delta_t}) & , l \geq L_{0.75}^- \end{cases} \quad (3.14)$$

La variabilité interindividuelle de croissance est modélisée en reprenant les hypothèses de Drouineau (2008). Les incréments de croissance au cours d'un pas de temps sont des variables aléatoires X , dont la moyenne est donnée par la loi de von Bertalanffy, et la variance est proportionnelle au carré de la moyenne. Ainsi :

$$E(X/l) = \Delta_l(l) \quad (3.15)$$

$$V(X/l) = \frac{1}{\alpha} * E(X/l)^2 \quad (3.16)$$

avec α une constante de variance non nulle. On fait l'hypothèse d'un $CV = 1$, ce qui correspond à $\alpha = 1$.

Enfin, il a été fait l'hypothèse que les incréments de croissance sont distribués selon une loi gamma : $X \sim G(\alpha, \beta_l)$, dont la fonction de densité est :

$$f_l(x) = \frac{1}{\Gamma(\alpha)\beta_l^\alpha} x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta_l}} \quad (3.17)$$

avec $\beta_l = \frac{E(X/l)}{\alpha}$, Γ la fonction gamma d'Euler : $\Gamma(x) = \int_0^{+\infty} u^{x-1} e^{-u} du$.

Il est alors possible de calculer la matrice de transition G :

$$g_{ij} = \begin{cases} \frac{1}{U_i - L_i} \int_{L_i}^{U_i} \int_{L_j - y}^{U_j - y} f_{m_i}(x) dx dy, & \forall j > i \\ \frac{1}{U_i - L_i} \int_{L_i}^{U_i} \int_0^{U_j - y} f_{m_i}(x) dx dy, & j = i \\ 0 & , \forall j < i \end{cases} \quad (3.18)$$

avec L l'ensemble des classes de taille, g_{ij} la probabilité de passer de la classe de taille i à la classe j dans l'intervalle de temps Δ_t , L_j et U_j respectivement les bornes inférieures et supérieures de la classe de taille j , L_i et U_i celles de la classe i et $m_i = \frac{L_i + U_i}{2}$.

G s'écrit alors :

$$G = \begin{pmatrix} g_{11} & g_{12} & \dots & g_{1n} \\ 0 & g_{22} & \dots & g_{2n} \\ \vdots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \dots & 0 & g_{nn} \end{pmatrix} \quad (3.19)$$

avec n le nombre de classes de taille.

Une représentation graphique de la matrice de transition G est fournie en figure C.8.

Abondance au pas de temps initial L'abondance au pas de temps initial est l'abondance au début du mois de janvier 2010 dans ISIS-Fish. Elle est forcée pour chaque zone et classe de taille à partir des estimations du modèle d'évaluation spatialisé (Vigier *et al.*, 2018). Ce dernier fournit des estimations pour le golfe de Gascogne, la mer Celtique et la zone Nord. Ainsi, les mêmes estimations ont été reprises pour la mer Celtique et la zone Nord. Néanmoins, le golfe de Gascogne est découpé en 4 zones dans ISIS-Fish (figure 3.3), qui ne sont pas définies dans le modèle d'évaluation spatialisé. Par conséquent, pour déduire l'abondance au pas de temps initial dans ISIS-Fish, il faut définir la répartition spatiale intra-golfe de Gascogne par classe de taille. Cette répartition repose sur plusieurs hypothèses :

- Dans la zone de reproduction, il n'y a que des individus matures. L'hypothèse est donc faite que début 2010, tous les matures sont présents en zone de reproduction.
- Dans la zone de recrutement, sont présents uniquement les individus de moins de 20cm, supposés avoir moins d'1 an et être issus du recrutement de 2009. On fait l'hypothèse que les individus de moins d'1 an sont les individus de moins de 20 cm, car il s'agit de la taille moyenne à 1 an d'après l'équation (3.12).
- Dans la zone intermédiaire sont présents les individus du golfe de Gascogne qui ne sont ni dans la zone de reproduction, ni dans la zone de recrutement.
- La zone de présence est vide. Cela ne signifie pas que les cellules de la zone de présence ne contiennent pas de merlu, mais que la couche spatiale "zone de présence" ne contient pas de merlus.

On en déduit l’abondance initiale à la classe de taille l en zone de reproduction, recrutement, intermédiaire et de présence, respectivement $N_{0,l,repr}$, $N_{0,l,recr}$, $N_{0,l,int}$ et $N_{0,l,pres}$:

$$\begin{aligned}
N_{0,l,repr} &= \begin{cases} 0 & , \forall l < 20 \text{ cm} \\ M_l * N_{0,l,gdg} & , \forall l \geq 20 \text{ cm} \end{cases} \\
N_{0,l,recr} &= \begin{cases} N_{0,l,gdg} & , \forall l < 20 \text{ cm} \\ 0 & , \forall l \geq 20 \text{ cm} \end{cases} \\
N_{0,l,int} &= \begin{cases} 0 & , \forall l < 20 \text{ cm} \\ (1 - M_l) * N_{0,l,gdg} & , \forall l \geq 20 \text{ cm} \end{cases} \\
N_{0,l,pres} &= 0
\end{aligned} \tag{3.20}$$

avec $N_{0,l,gdg}$ l’abondance estimée au pas de temps initial pour la classe de taille l dans le golfe de Gascogne par Vigier *et al.* (2018) ; M_l la proportion d’individus matures dans la classe de taille l , estimée avec l’ogive de maturité équation 3.3. Étant donné que la croissance n’est pas modélisée en ISIS-Fish au premier pas de temps (voir figure D.2), la matrice de transition a été appliquée aux valeurs d’abondance à l’état initial avant le début de la simulation. Le but de cette opération est d’éviter une incohérence dans les hypothèses du modèle opératoire : si elle n’avait pas été effectuée, tout se serait passé comme si les individus avaient grandi “11 fois” en 2010 (12 mois moins le pas de temps initial), mais “12 fois” les autres années. L’abondance estimée au pas de temps initial est donnée dans la table C.5.

Migrations Le patron de migrations inclut des migrations intra-golfe de Gascogne, différent de la paramétrisation précédente, et une migration de la zone Nord vers la mer Celtique. Elles sont décrites dans les matrices de migrations table C.2.

Des migrations intra-golfe de Gascogne sont liées à la reproduction : des individus matures s’agrègent au bord du plateau en début d’année pour se reproduire, puis se dispersent sur le reste du plateau (Casey et Pereiro, 1995; Guichet, 1996; Poulard, 2001; Alvarez *et al.*, 2004; Woillez *et al.*, 2007). L’hypothèse a été faite que l’agrégation a lieu début janvier, et les dispersions progressivement début avril, puis début juillet. Seuls les individus matures se reproduisant s’agrègent vers la zone de reproduction. La dispersion est proportionnelle à la proportion de matures dans une classe de taille. Au pas de temps initial, les mouvements d’agrégation vers la zone de reproduction ne sont pas réalisés car les individus matures se reproduisant sont déjà supposés se trouver dans cette zone.

Une autre migration est liée à la dispersion des recrues de l’année précédente dans une zone plus large que la zone de recrutement : la zone intermédiaire. Dès l’âge 1 atteint, les individus en zone de recrutement se dispersent dans la zone intermédiaire, qui contient entre autres la zone de recrutement. Cela permet de modéliser une “diffusion” des individus vers les zones voisines de la zone de recrutement. L’hypothèse est faite que les individus d’au moins

Engin	Espèces capturables	Coefficient de standardisation
Chalut	Merlu, sole, langoustine	1.39
Baka	Merlu	7.5
VHVO	Merlu	6.0
Chalut langoustinier	Merlu, sole, langoustine	1.4
Filet	Merlu, sole	0.37
Palangre	Merlu, sole	1.15

TABLE 3.1 – Engins modélisés dans le golfe de Gascogne, espèces capturables par ces engins, coefficients de standardisation associés à chaque engin.

1 an font au moins 20 cm, d’après l’équation (3.12). Contrairement aux autres migrations, elle a lieu au début de chaque mois, et pas seulement au début de chaque saison. Ainsi, étant donné que les migrations interviennent juste après la croissance au début du pas de temps, tous les individus de plus de 20 cm du golfe de Gascogne sont hors de la couche “zone de recrutement”, à tout moment de la simulation. Ils sont soit dispersés dans la zone intermédiaire ou la zone de présence (qui contiennent la zone de recrutement parmi d’autres), soit agrégés en zone de reproduction.

La migration de la zone Nord vers la mer Celtique est issue du patron de migrations estimé par le modèle d’évaluation spatialisé, il est supposé qu’elle s’applique uniquement aux matures.

Il n’y a pas de distinction explicite entre individus matures et immatures dans ISIS-Fish. Ainsi, pour une migration concernant les matures, le taux de migrants est proportionnel à M_l , la proportion de matures pour la classe de taille l . Cette proportion est calculée à partir de l’ogive de maturité, décrite dans l’équation (3.3).

2.3 Intégration de la connaissance sur la dynamique spatio-temporelle de l’exploitation

Similairement à la sous-section précédente, celle-ci présente la connaissance sur les dynamiques spatio-temporelles de l’exploitation intégrée au modèle opératoire, et les hypothèses qui en découlent. Dans un premier temps est présentée la paramétrisation de l’exploitation sur une année de référence (engins, métiers, flottilles, stratégies), statique à l’échelle inter-annuelle, qui est très semblable à la paramétrisation précédente. Dans un second temps est présentée une dynamique inter-annuelle de l’exploitation.

Engins Dans le golfe de Gascogne, le merlu est pêché par différents engins : filets, palangres, chaluts français et espagnols. Étant donné leurs caractéristiques techniques différentes (maille, sélectivité, ...), on différencie les chaluts à langoustine des autres chaluts. De même, parmi les autres chaluts, on distingue les chaluts français, et les “bakas” et les *Very High Vertical Opening* (VHVO) espagnols. Les engins modélisés sont résumés dans la table 3.1, ils sont repris de la paramétrisation précédente. Leur coefficient de standardisation ont été repris

Métier	Stock	Engin utilisé	Super-métier correspondant
Metier_ChalutMixte_NordPC Metier_ChaluMixte_InterC Metier_ChalutBenth_NordAPC Metier_ChalutBenth_NordC Metier_ChalutBenth_APCS Metier_ChalutSole_InterC Metier_ChalutSole_InterSudC Metier_ChalutMixte_NordC Metier_ChalutMixte_APCS	MSL	Chalut	TRAWL_FISH_BOB_E
Metier_Lang_InterC Metier_Lang_NordPC Metier_Lang_InterPC	MSL	Chalut langoustinier	TRAWL_NEP
OBTS_VIIIabd	M	Baka	TRAWL_FISH_BOB_W
PTBV_VIIIabd	M	VHVO	TRAWL_FISH_BOB_W
Metier_FiletSole_NordC Metier_FiletSole_NordIntPC Metier_FiletSole_InterSudPC Metier_FiletSole_InterC Metier_FiletMerlu_NordC Metier_FiletMerlu_NordPC Metier_FiletMixte_NordPC Metier_FiletMixte_NordC Metier_FiletMixte_NordInterPC Metier_FiletMixte_InterSudC Metier_FiletMixte_InterC Metier_FiletMerlu_InterSudAPC Metier_FiletMerlu_InterSudC Metier_FiletMerlu_InterSudPC	MS	Filet	GILLNET_BOB
Metier_PalangreMerlu_InterSudAC Metier_PalangreMixte_NordC Metier_PalangreMixte_InterC Metier_PalangreMerlu_InterSudC	M	Palangre	LONGLINE_BOB

TABLE 3.2 – Métiers modélisés dans le golfe de Gascogne, stocks capturables (M : merlu ; S : sole ; L : langoustine), engins utilisés, et correspondance entre métiers et super-métiers. Les super-métiers correspondent aux métiers du modèle spatialisé d'évaluation de stock. Tous les métiers sont exercés toute l'année.

de Marchal (2005). Les sélectivités par engin et espèce sont détaillées en annexe (D pour le merlu, C pour la sole et la langoustine). Les sélectivités et rétentions estimées par Vigier *et al.* (2018) sont spatialement explicites, dans le sens où elles ne s’appliquent qu’à une zone où se situe le stock, et ont été estimées conjointement. Elles permettent de simuler une composition en taille des captures proche de celles simulées par le modèle d’évaluation spatialisé. Celles-ci sont donc utilisées, à la différence de ce qui avait été fait dans la paramétrisation précédente.

Métiers, flottilles, stratégies Les métiers, flottilles et stratégies ont été définis à partir du jeu de données d’effort français SACROIS pour l’année 2010 pour la partie française. Il contient pour chaque opération de pêche le navire, le rectangle statistique, l’engin, le métier pratiqué, les espèces capturées, les quantités capturées, et les quantités d’effort. Pour les chalutiers espagnols, les définitions des métiers, flottilles et stratégies ont été reprises de Marchal (2005), étant donné qu’il n’y avait pas d’autres observations à disposition pour les définir. En ce qui concerne les fileyeurs et palangriers espagnols, ainsi que les métiers pratiqués hors du golfe de Gascogne, les observations d’effort ne sont pas disponibles, et l’analyse citée précédemment n’est pas possible. Pour ces métiers l’exploitation est modélisée par un forçage d’observations de captures, qui a lieu à chaque pas de temps juste après les captures françaises. Ce forçage est détaillé en annexe D.

Les métiers, flottilles et stratégies français ont été définis en analysant les observations sur l’effort et la capture avec la méthode de classification de Deporte *et al.* (2012). Les métiers sont définis sur la base de groupement d’entrées de journal de bord⁵ en fonction de leurs similarités, sur la base des mix d’espèces pêchés, de la zone, des quantités débarquées, de l’engin de pêche. Les métiers modélisés sont résumés dans la table 3.2, ainsi que les stocks qu’ils peuvent capturer, et l’engin utilisé. Chacun des métiers définis dans ISIS-Fish correspond à une division d’un “super-métier”, défini hors ISIS-Fish. Ces super-métiers correspondent à des flottilles ou divisions de flottilles du golfe de Gascogne du modèle d’évaluation spatialisé. L’agrégation par super-métier permet d’utiliser les modèles opératoire et d’évaluation spatialisé dans un cadre de MSE, ainsi que de comparer leurs dynamiques simulées et estimées. Elle est également utilisée pour calibrer le modèle opératoire aux observations de captures, agrégées à l’échelle des super-métiers. Plus de détails sur leur paramétrisation sont fournis en annexe (table C.15 et figure D.1).

Les flottilles et stratégies modélisées sont résumées dans la table 3.3. Les 3 premières flottilles sont des flottilles espagnoles, qui pêchent principalement du merlu et de la baudroie. Les suivantes sont des flottilles françaises. Elles sont généralement divisées en 2, en fonction de leurs stratégies. Dans les stratégies des flottilles espagnoles ne sont pratiqués que les métiers utilisant les engins “baka” et VHVO, des chaluts espagnols. Dans les stratégies des flottilles françaises, en général, il est possible de pratiquer de nombreux métiers, qui utilisent des filets, engins ou chaluts, bien que l’effort soit quasi-exclusivement alloué à un ensemble de métiers utilisant le même engin. La paramétrisation détaillée des stratégies est fournie en annexe tables D.1 et D.2.

5. Le journal de bord (ou *logbook*) est à remplir obligatoirement par le pêcheur à chaque sortie en mer ; il contient entre autres les dates de départ et retour, le navire, les captures retenues en poids par espèce, les temps de pêche, l’engin utilisé et ses caractéristiques techniques, la zone de pêche.

Flottille	Stratégie	Ratio	Navire	N
ON_30_39	SpainMainMegrimAnglerfishON_30_39	0.66	Espagnol 30m	36
	SpainMainHakeON_30_39	0.33		
ON_20_29	SpainMainMegrimAnglerfishON_20_29	0.73	Espagnol 24m	15
	SpainMainHakeON_20_29	0.27		
PA_30_39	SpainMainHakePA_30_39	0.89	Espagnol 30m	18
	SpainMainMegrimAnglerfishPA_30_39	0.11		
GdG_Nord_Plus18m	STR_GdG_Nord_plus18m	1	Français 24m	85
GdG_Sud_1218m	STR_GdG_Sud_1218m_O	0.54	Français 15m	68
	STR_GdG_Sud_1218m_G	0.46		
GdG_Sud_Plus18m	STR_GdG_Sud_plus18m_O	0.38	Français 24m	78
	STR_GdG_Sud_plus18m_G	0.62		
GdG_Nord_1218m	STR_GdG_Nord_1218m_O	0.85	Français 15m	133
	STR_GdG_Nord_1218m_G	0.15		
GdG_Sud_moins12m	STR_GdG_Sud_moins12m_G-L-O	0.1	Français 10m	177
	STR_GdG_Sud_moins12m_G	0.39		
	STR_GdG_Sud_moins12m_O	0.43		
	STR_GdG_Sud_moins12m_L	0.07		
GdG_Nord_moins12m	STR_GdG_Nord_moins12m_G-L	0.05	Français 10m	93
	STR_GdG_Nord_moins12m_G	0.37		
	STR_GdG_Nord_moins12m_O	0.58		

TABLE 3.3 – Flottes et stratégies modélisées dans le golfe de Gascogne, proportions d’une flotte pratiquant une stratégie, types de navires (dont longueur en m) et nombres de navires.

Dynamique inter-annuelle d’effort Définir les variations spatio-temporelles de l’effort entre les années nécessite des observations sur l’effort de pêche sur plusieurs années, pour tous les métiers modélisés. Celles-ci n’étant pas disponibles pour tous les métiers, un autre type d’information a dû être utilisé : les variations d’intensité de pêche du merlu estimées par les modèles d’évaluation non spatialisé et spatialisé⁶ par pas de temps trimestriel et agrégations de métiers respectivement jusqu’en 2016 et 2012.

Sur la base de ces estimations, des variations annuelles de la standardisation de l’effort à l’échelle des métiers et saisons ont été implémentées pour le merlu, à effort nominal constant entre chaque année. Il s’agit de variations annuelles des facteurs de ciblage concernant le merlu. Cela signifie que la même quantité d’effort en jours sera appliquée chaque année dans la pêcherie, mais que la répartition de l’effort entre les métiers et les saisons ciblant le merlu varie chaque année. Ces variations interannuelles de ciblage n’ont pas été implémentées pour la sole et la langoustine.

La modélisation de la dynamique d’effort diffère selon les années considérées :

- 2011-2012 : la variation de l’effort standardisée est estimée sur la base des variations

6. Il s’agit du “F apical” estimé par Stock Synthesis (Methot et Wetzel, 2013). Ce n’est donc pas de l’effort, mais ce qui se rapproche le plus de la notion d’effort dans un modèle Stock Synthesis.

annuelles d'intensité de pêche par métier et saison estimées par le modèle d'évaluation spatialisé. 2010 est l'année de référence :

$$VarsEff_{met,s,y} = \frac{F_{met,s,y}^{apical,spat}}{F_{met,s,2010}^{apical,spat}} \quad (3.21)$$

, avec $F_{met,s,y}^{apical,spat}$ l'intensité de pêche estimée par le modèle spatialisé d'évaluation pour l'agrégation de métiers correspondant au métier met à l'année y à la saison s , et $VarsEff_{met,s,y}$ le coefficient de variation d'effort standardisé pour le métier met à la saison s et l'année y .

- 2013-2016 : la variation de l'effort standardisée est estimée sur la base des variations annuelles d'intensité de pêche par métier et saison estimées par le modèle d'évaluation non spatialisé.

$$VarsEff_{met,s,y} = \frac{F_{met,s,y}^{apical,non\ spat}}{F_{met,s,2010}^{apical,non\ spat}} \quad (3.22)$$

, avec $F_{met,s,y}^{apical,non\ spat}$ l'intensité de pêche estimée par le modèle non spatialisé d'évaluation pour l'agrégation de métiers correspondant au métier met à l'année y à la saison s

- À partir de 2017 : aucune estimation d'intensité de pêche n'est disponible pour cette période. Sur la base des tendances d'intensité de pêche estimées par le modèle non spatialisé sur 2010-2016, soit les coefficients de variation d'effort sont un statu quo de la période précédente, soit ils reproduisent une tendance observée pour une combinaison métier*saison :
 - saisons 1 et 3, saison 2 (chalutiers espagnols, fileyeurs et palangriers), saison 4 (chalutiers espagnols, fileyeurs) : hypothèse de statu quo :

$$VarsEff_{met,s,y} = \frac{\sum_{i=2014}^{2016} VarsEff_{met,s,i}}{3} \quad (3.23)$$

- saison 2 (chalutiers français, langoustiniers ou non) et saison 4 (chalutiers français, langoustiniers ou non, palangriers) : une tendance d'intensité de pêche a été identifiée sur les années les plus récentes. Cette tendance a été quantifiée par régression linéaire pour chaque combinaison métier*saison :

$$F_{met,s,y}^{apical,non\ spat} \sim Annee$$

Une proportion p du coefficient estimé de la régression linéaire C_{reg} permet de projeter des valeurs d'intensité de pêche pour 2017-2020 :

$$F_{met,s,y}^{apical,non\ spat} = F_{met,s,2016}^{apical,non\ spat} + p * C_{reg} * (y - 2016) \quad (3.24)$$

on en déduit alors $VarsEff_{met,s,y}$ avec l'équation (3.22).

Les valeurs de $VarsEff_{met,s,y}$, p et C_{reg} sont fournies dans les tables D.5 et D.6. Les coefficients $VarsEff_{met,s,y}$ sont appliqués aux facteurs de ciblage (voir équation (3.25)). Ils

permettent d'augmenter à certaines saisons l'effort des palangriers et des chalutiers français, et de diminuer celui des langoustiniers, et de ne pas briser à court-terme une tendance estimée sur les années les plus récentes. Par conséquent, implémenter ces variations est jugé plus réaliste qu'un statu quo à court terme ; ce qui n'aurait pas été le cas à moyen ou long terme, ou une méthode et des observations moins *ad hoc* auraient dû être utilisés. Il est attendu que ces variations d'effort induisent des variations de capture d'ordre de grandeur similaire en fin de série temporelle.

2.4 Les hypothèses du modèle opératoire dans le cadre de MSE

Les hypothèses du modèle opératoire présentées précédemment ont pour but d'intégrer le plus de connaissances possible sur la pêcherie étudiée, tout en restant parcimonieux. Ces hypothèses rendent le modèle opératoire plus complexe que le modèle spatialisé d'évaluation à utiliser dans le cadre de MSE. Ces différences d'hypothèses entre les 2 modèles vont induire des différences entre les estimations du modèle d'évaluation et les simulations du modèle opératoire. Par conséquent, examiner les divergences entre les hypothèses des 2 modèles est indispensable pour comprendre les différences entre les estimations et simulations des modèles, et pour travailler sur l'opérationnalité du couplage de modèles dans le cadre de MSE. Une comparaison simplifiée des hypothèses des modèles opératoire et d'évaluation est proposée en table 3.4.

Il est attendu que les hypothèses du modèle opératoire sur la variabilité intra golfe de Gascogne, la structure du stock, la modélisation par incréments de croissance et le recrutement mensuel aient une influence sur la structure en taille simulée en ISIS-Fish, et qu'elle génère des différences avec la structure en taille estimée par le modèle opératoire. En ce qui concerne la description de l'exploitation, il est attendu que les estimations et simulations des 2 modèles soient plutôt proches ; malgré, dans le modèle opératoire, la simulation de certains métiers par l'effort, et la simulation d'autres métiers par des forçages d'observations de captures. Bien que les métiers décrits dans le modèle opératoire soient plus nombreux que les flottilles décrites dans le modèle d'évaluation spatialisé, cela n'empêche pas le couplage des 2 modèles dans un cadre de MSE : comme rappelé précédemment avec la table 3.2, les métiers du modèle opératoire peuvent être regroupés en super-métiers, correspondant aux flottilles ou à des portions de flottilles du modèle d'évaluation spatialisé.

Enfin, malgré le souci attaché à intégrer l'information disponible sur les dynamiques spatio-temporelles de la pêcherie étudiée dans le modèle opératoire, celle-ci n'était pas suffisante pour estimer les paramètres d'accessibilités et facteurs de ciblage du merlu. Par conséquent, une estimation par calibration du modèle opératoire a été entreprise ; en plus d'estimer ces paramètres, il est également attendu qu'elle cale les dynamiques spatio-temporelles d'exploitation du modèle opératoire sur des dynamiques proches de celle du modèle d'évaluation spatialisé, pour garantir l'opérationnalité de leur couplage dans le cadre de MSE.

Processus	Modèle opératoire	Modèle d'évaluation spatialisé
Zones	Hétérogénéités intra golfe de Gascogne	Golfe de Gascogne homogène
Structure population merlu	Taille	Âge
Migrations	Migrations intra golfe de Gascogne	Pas de migration intra golfe de Gascogne
Croissance	Basée sur von Bertalanffy et incréments de croissance, mensuel	Basé sur von Bertalanffy, trimestriel
Recrutement	Mensuel, basé sur estimations modèle d'évaluation*	Trimestriel, estimations modèle d'évaluation
Saisons	4 trimestres	
Abondance début janvier 2010	Estimation modèle d'évaluation*	
Mortalité naturelle	Constante et identique	
Relation taille-poids	Identique	
Maturité	Identique	
Description de l'exploitation	Description effort de pêche, 35 métiers	Estimation intensité de pêche, 8 flottilles
Accessibilité	Estimée par calibration	
Ciblage	Estimé par calibration	
Dynamique d'exploitation	Basée sur estimations modèle d'évaluation*	Estimation intensité de pêche
Sélectivités, rétentions	Estimation modèle d'évaluation*	

*Pour le modèle opératoire, estimations du modèle d'évaluation présenté spatialisé au chapitre 2. Ces estimations ne sont pas modifiées dans le cadre de MSE, avec l'utilisation chaque année du modèle d'évaluation spatialisé.

TABLE 3.4 – Comparaison des hypothèses des modèles opératoire et d'évaluation ; le premier groupe d'hypothèses concerne la biologie du merlu, le deuxième son exploitation ; dans chaque groupe, elles sont classées des moins aux plus similaires entre les 2 modèles.

2.5 Paramètres des dynamiques spatio-temporelles d'exploitation à estimer

Les paramètres d'accessibilité et les facteurs de ciblage du merlu à estimer sont pris en compte lors du calcul de la mortalité par pêche dans ISIS-Fish, dans une relation de type "F=qE" évoquée dans l'introduction à ISIS-Fish. Par conséquent, les mortalités par pêche et les captures simulées par ISIS-Fish sont sensibles aux valeurs de ces paramètres. Pour un métier *met* d'une stratégie *str* à la classe *cl* de la zone *zcom* commune au métier et au stock au pas de temps *t*, la mortalité par pêche $F_{met, str, cl, zcom, t}$ est donnée par l'équation (3.25), et

permet de calculer les captures équation (3.26)⁷ (Pelletier *et al.*, 2009) :

$$F_{met, str, cl, zcom, t} = Sel_{e, cl} * q_{cl, zcom, m} * VarsEff_{met, s, y} * Tarf_{met, cl, m} * E_{str, met, zcom, t} \quad (3.25)$$

$$F_{cl, zcom, t} = \sum_{str \in STR} \sum_{met \in MET} F_{met, str, cl, zcom, t} \quad (3.26)$$

$$C_{cl, zcom, t} = N_{cl, zcom, t} * \frac{F_{cl, zcom, t}}{M + F_{cl, zcom, t}} * (1 - e^{-M - F_{cl, zcom, t}})$$

avec $Sel_{e, cl}$ la sélectivité de l'engin e (connue) ; $E_{str, met, zcom, t}$ l'effort standardisé du métier met dans la stratégie str dans la zone $zcom$ au pas t (connu) ; $VarsEff_{met, s, y}$ un coefficient de variation de l'effort standardisé (connu) ; STR et MET respectivement les ensembles de stratégies et de métiers ; M la mortalité naturelle, supposée constante. $F_{met, str, cl, zcom, t}$ dépend bien des 2 inconnues que sont l'accessibilité $q_{cl, zcom, m}$ de la population au mois m du pas t , et le facteur de ciblage $Tarf_{met, cl, m}$ de la population du métier met .

L'effort standardisé est "proportionnel" à la mortalité par pêche dans l'équation (3.25), qui décrit une relation de type "F=qE". Tous les autres paramètres de l'équation peuvent être vus comme répartissant une intensité de pêche entre pas de temps, groupes, métiers et zones. L'équation (3.26) décrit quant à elle l'application d'une mortalité (terme entre parenthèses) à une population $N_{cl, zcom, t}$, et la proportion de cette mortalité imputable à la pêche (fraction), qui permet d'en déduire un nombre d'individus capturés.

Pour le merlu, il est supposé que l'accessibilité dépend uniquement des saisons. Elle est donc identique dans toutes les zones et pour toutes les classes de taille. Il est supposé que les facteurs de ciblage varient en fonction du métier et de la saison, ils sont donc identiques pour toutes les classes de taille :

$$q_{cl, zcom, m} = q_s \quad (3.27)$$

$$Tarf_{met, cl, m} = Tarf_{met, s} \quad (3.28)$$

avec m un mois appartenant à la saison s .

Ainsi, dans l'équation (3.25), seul le terme de la sélectivité décrit des variations entre classes de taille, et par conséquent des variations de capture entre classes de taille ; l'accessibilité et les facteurs de ciblage ne gouvernant pas ces variations. Pourtant, l'accessibilité définie en note 2 varie en fonction de la taille des individus. Ces variations étant uniquement décrites dans la sélectivité, les sélectivités dans ISIS-Fish mélangent des notions de sélectivité *stricto sensu* et d'accessibilité⁸.

7. $F_{met, str, cl, zcom, t}$, $Sel_{e, cl}$, $q_{cl, zcom, m}$, $Tarf_{met, cl, m}$, $F_{cl, zcom, t}$, $C_{cl, zcom, t}$, $N_{cl, zcom, t}$ et M dépendent également de la population. Par concision, cette dimension n'est pas décrite dans les équations.

8. Les valeurs de sélectivité de ce modèle ISIS-Fish ont été estimées par le modèle d'évaluation spatialisé. Lors de leur estimation, elles ont également mélangé des notions de sélectivité et d'accessibilité : les valeurs de "sélectivité" du modèle d'évaluation et du modèle opératoire ont donc le même sens

Les paramètres q_s et $Tarf_{met,s}$ sont indispensables au calcul de la capture par classe de taille et pas de temps (équations précédentes). Ainsi, dans la partie suivante, est décrite une calibration du modèle ISIS-Fish sur les observations de capture pour estimer :

- 4 paramètres d'accessibilité (1 par saison)
- 132 facteurs de ciblage (1 par combinaison métier*saison)

Néanmoins, le but ne sera pas de fournir des estimations absolues de ces valeurs, mais plutôt d'être capable d'estimer des variations saisonnières d'effort indépendantes des métiers (q_s), et des variations d'effort entre chaque combinaison métier*saison ($Tarf_{met,s}$). Par conséquent, on peut s'attendre à ce que ces paramètres mélangent des notions d'accessibilité et de ciblage *stricto sensu*.

Famille de processus	Processus	Description	Source
Biologie merlu	Recrutement	Forçage basé sur des estimations de modèles d'évaluation	ICES (2017); Vigier <i>et al.</i> (2018)
	Zones	Découpage selon maturités des individus dans chaque rectangle statistique	Casey et Pereiro (1995); Guichet (1996); Poulard (2001); Alvarez <i>et al.</i> (2004); Woillez <i>et al.</i> (2007); ICES (2010a), SACROIS
	Structure population	Taille	ICES (2010a)
	Saisons	4 trimestres	
	Migrations	Mouvements de matures en début de saison, dispersion des + d'1 an	Casey et Pereiro (1995); Guichet (1996); Poulard (2001); Alvarez <i>et al.</i> (2004); Woillez <i>et al.</i> (2007); Vigier <i>et al.</i> (2018), SACROIS
	Abondance au pas de temps initial	Répartition spatiale des individus selon taille et maturité	Casey et Pereiro (1995); Guichet (1996); Poulard (2001); Alvarez <i>et al.</i> (2004); Woillez <i>et al.</i> (2007); Vigier <i>et al.</i> (2018), SACROIS
	Mortalité naturelle	Constante	ICES (2014a)
	Relation taille-poids		ICES (1991)
	Maturité	Ogive	ICES (2010a)
	Croissance	Incréments de croissance, sur la base d'une reformulation de la loi de von Bertalanffy	von Bertalanffy (1938); Fabens (1965); Drouineau (2008); ICES (2010a)
Biologie sole	Recrutement	Forçages, relation stock-recrutement	ICES (2017)
	Zones	Définition des zones	(ICES, 2013a), SACROIS

Famille de processus	Processus	Description	Source
Biologie sole	Structure population	Âge	(ICES, 2013a)
	Saisons	Pas de saisonnalité définie	
	Migrations	Aucune migration définie	
	Abondance au pas de temps initial	Estimation du working group spatialement répartie entre 3 zones	ICES (2017)
	Mortalité naturelle	Constante	ICES (2013a)
	Relation âge-poids	Poids aux âges des captures modifiés	ICES (2013a)
	Maturité	Proportions par classe d'âge	ICES (2013a)
	Recrutement	Forçages, relation stock-recrutement	ICES (2014b)
	Zones	Grande Vasière	(ICES, 2016a), SACROIS
	Structure population	Âge et sexe	
Biologie langoustine	Saisons	8 saisons, selon reproduction, recrutement, mues et comportement	(Conan, 1975)
	Migrations	Aucune migration définie	
	Abondance au pas de temps initial	Estimations du working group, répartition selon indices LANGOLF	ICES (2014b), LANGOLF
	Mortalité naturelle	Constante par sexe	Morizur (1982)
	Relation taille-poids	Relation par sexe	Conan (1978)
	Maturité	Seuil	ICES (2016a)
	Croissance	Incréments de croissance, sur la base d'une reformulation de la loi de von Bertalanffy. Par sexe.	von Bertalanffy (1938); Conan (1978)
	Accessibilité	À estimer (merlu), estimées selon mortalités par pêche (sole) ou captures (langoustine)	(ICES, 2014b, 2017), SACROIS
	Ciblage	Merlu : un facteur par métier* saison à estimer ; variations interannuelles calibrées (modèles éval.). Sole et langoustine : estimation selon analyse observations SA-CROIS	SACROIS, ICES (2017), Vigier <i>et al.</i> (2018)
	Exploitation	Sélectivités et rétentions	ICES (2006); Vigier <i>et al.</i> (2018)

Famille de processus	Processus	Description	Source
Exploitation	Métiers, stratégies, flottilles	Analyse des observations SACROIS (métiers français), autre définition (chalutiers espagnols), forçages des observations (fileyeurs et palangriers espagnols, métiers hors golfe de Gascogne)	Marchal (2005); Deporte <i>et al.</i> (2012), SACROIS
	Dynamique d'effort	Coefficients basés sur des estimations de l'intensité de pêche	ICES (2017); Vigier <i>et al.</i> (2018)

TABLE 3.5 – Sources des informations intégrées dans le modèle ISIS-Fish

3 Calibration du modèle opératoire

La calibration du modèle opératoire permet d'estimer les paramètres d'accessibilité et de ciblage du merlu évoqués en fin de partie précédente. La calibration est un problème d'optimisation, qui se décrit typiquement en 3 composantes : l'ensemble des paramètres à estimer, les observations auxquelles ajuster le modèle, une fonction d'objectif mesurant les écarts entre observations et estimations.

Le processus de calibration mis en place est résumé en figure 3.4. Il part d'une question de recherche, d'un ensemble de paramètres à estimer et d'une définition de la fonction d'objectif ("Avant optimisation"). Dans notre cas, il s'agit de mieux connaître les variations de dynamique d'exploitation par saison et par métier pour le merlu, en estimant 4 paramètres d'accessibilité (1 par saison), et 132 facteurs de ciblage (1 par combinaison métier*saison), comme évoqué en fin de partie précédente. L'étape de pré-traitement permet d'explorer l'espace de paramétrisation et de simplifier le problème, en réduisant le nombre de dimensions/paramètres à estimer. S'en suit une nouvelle définition du problème d'optimisation, puis le choix d'un point initial (solution initiale au problème d'optimisation), et d'une procédure d'optimisation pour résoudre le problème. Suite à l'exécution de la procédure d'optimisation ("Optimisation"), ses performances sont analysées (post-traitement). Cette analyse se fait se la base de critères de convergences et d'arrêt de la procédure d'optimisation, ainsi que de l'ajustement aux observations. Si la solution (valeurs estimées des paramètres) au problème d'optimisation est jugée satisfaisante, la calibration est terminée, et les sorties de la simulation sont analysées ("Après optimisation"). Sinon, le problème d'optimisation est redéfini (boucle entre pré- et post-traitement). Dans notre cas, le problème d'optimisation a été redéfini plusieurs fois, ce qui est classique en optimisation. Ces étapes sont détaillées en annexe E, cette section ne décrivant que la formulation finale du problème, de la procédure d'optimisation mise en place pour le résoudre, et l'analyse de la simulation ISIS-Fish. Ainsi, le problème d'optimisation a été réduit à 4 paramètres d'accessibilités et 20 facteurs de ciblage (voir détails plus loin), la fonction d'objectif redéfinie, l'échelle d'agrégation des observations modifiée, et des choix de modélisation effectués en analysant les simulations des modèles intermédiaires.

3.1 Description du problème d'optimisation

Le problème décrit correspond à l'encadré dans l'étape de pré-traitement figure 3.4, et est décomposé en ses 3 composantes : les paramètres à estimer, les observations, et la fonction d'objectif.

Paramètres À la base, 132 facteurs de ciblage $Tarf_{met,s}$ (1 par combinaison métier*saison) étaient à estimer. Afin de simplifier le problème d'optimisation en début de pré-traitement, la variabilité à l'échelle des métiers et celle à l'échelle des super-métiers ont été séparées, et seule cette dernière est estimée (voir correspondance métier - super-métier table 3.2; et annexe E). Par conséquent, au sein d'un super-métier, la variabilité à l'échelle des métiers est fixée dès le calcul du point initial (détaillé plus loin), et n'est pas estimée lors de la procédure d'estimation. Étant donné qu'il n'y a que 5 super-métiers, il ne reste que 20 paramètres de

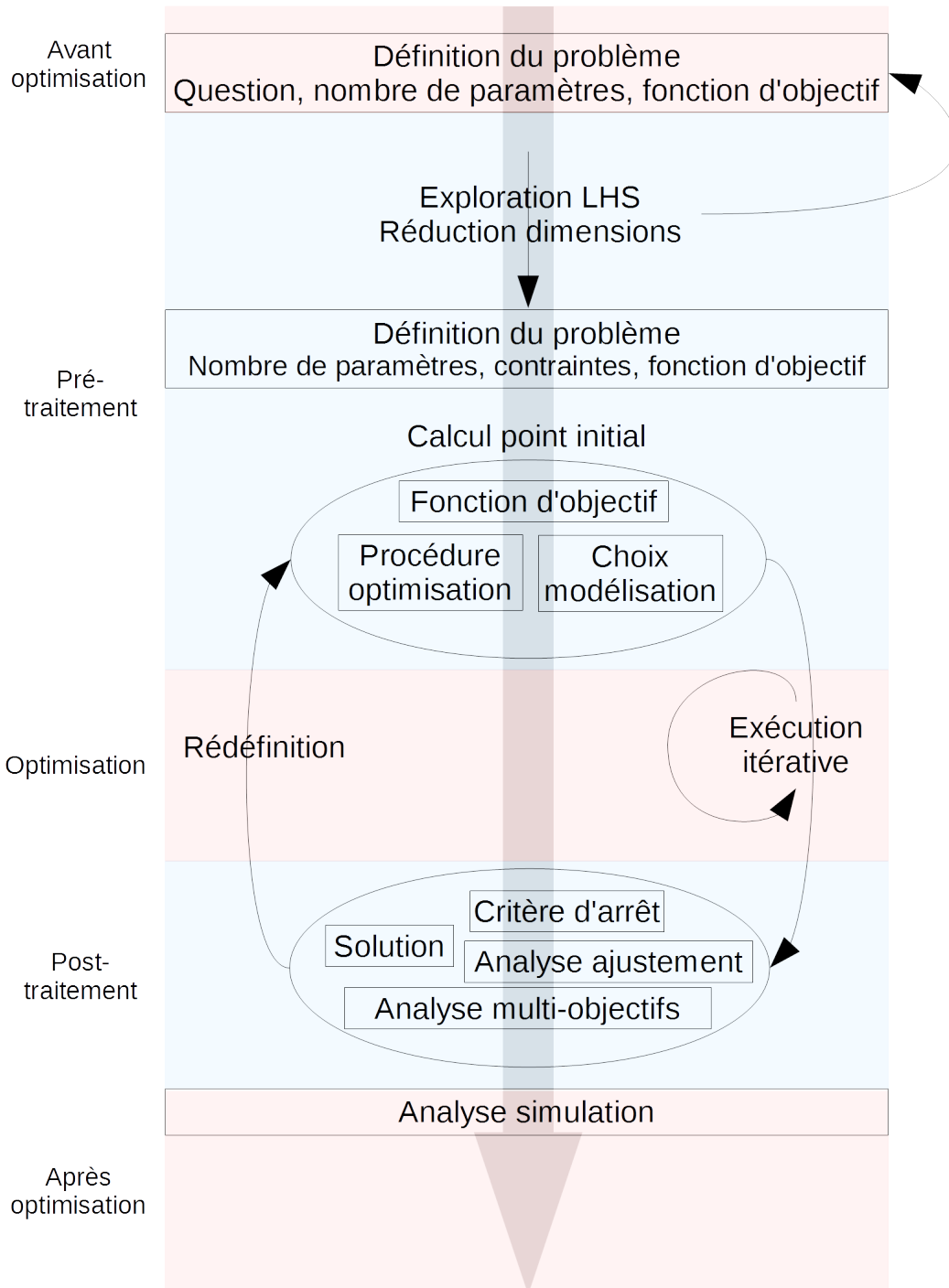


FIGURE 3.4 – Schéma synthétique de la démarche de calibration adoptée ; inspiré de Mahévas *et al.* (in rev)

ciblage à estimer. Chaque facteur de ciblage a été décomposé en un produit :

$$Tar f_{met,s} = Tar f_{Smet,s} * Tar f_{met,s}^0 \quad (3.29)$$

avec $Tar f_{Smet,s}$ le facteur de ciblage à estimer du super-métier $Smet$ à la saison s , ce paramètre étant identique pour tous les métiers met du super-métier $Smet$. $Tar f_{met,s}^0$ est la valeur initiale du facteur de ciblage du métier met à la saison s , dont le calcul est détaillé en partie 3.2 de ce chapitre. Dans ce problème d'optimisation, on cherche à estimer les $Tar f_{Smet,s}$. Les $Tar f_{met,s}^0$ ne sont pas sujets à l'optimisation, ce sont des facteurs de remise à l'échelle entre métiers*saisons, sur la base d'un profil métiers*saisons fixé avec des observations de Capture Par Unité d'Effort (CPUE ; voir partie 3.2 de ce chapitre).

Similairement, les accessibilités q_s sont également décomposées en un produit :

$$q_s = q_s^p * q_s^0 \quad (3.30)$$

avec q_s^p un paramètre à estimer ; q_s^0 est la valeur initiale de l'accessibilité à la saison s . Le calcul de q_s^0 est détaillé en partie 3.2 de ce chapitre.

En résumé, 24 paramètres sont à estimer :

- 4 paramètres d'accessibilité q_s^p , 1 par saison s
- 20 paramètres de ciblage $Tar f_{Smet,s}$, 1 par combinaison super-métier*saison. À partir des estimations de ces paramètres, il est possible de calculer les 132 facteurs de ciblage $Tar f_{met,s}$ évoqués précédemment.

Tous ces paramètres prennent des valeurs strictement positives.

Observations Les observations sont les captures en tonnes de l'année 2010 $C_{Smet,l,s,p}^{obs}$ par super-métier $Smet$ (voir table 3.2 pour correspondance avec métiers), classe de taille l , saison s (trimestre) et fraction rejetée ou débarquée p . L'échelle des observations est plus grossière que l'échelle mois*métier d'ISIS-Fish, mais les observations de captures ne sont pas disponibles pour tous les métiers à échelle plus fine que super-métier*saison. Ces observations ayant également été utilisées pour ajuster le modèle spatialisé d'évaluation, on s'attend à ce que la calibration permette de caler le modèle opératoire sur des dynamiques proches de celles du modèle spatialisé d'évaluation.

Fonction d'objectif La fonction d'objectif FO décrit les écarts entre observations et simulations ; la procédure d'optimisation est très sensible à son écriture, puisque la fonction

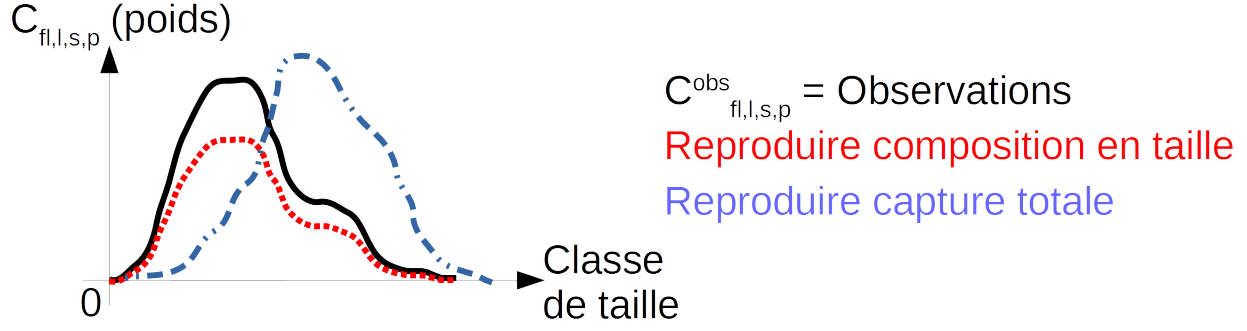


FIGURE 3.5 – Illustration des composantes de la fonction d'objectif, pour un métier fl à la saison s et la fraction p , en fonction de la classe de taille l

d'objectif permet d'optimiser sur des critères choisis.

$$\begin{aligned}
 FO &= \sum_{\substack{p \in P \\ s \in S \\ Smet \in SMET}} (\omega_{Smet,p,s}^{LFD} * \alpha * FO_1 + \omega_{Smet,p,s}^{weight} * (\beta * FO_2 + \gamma * FO_3)) \\
 FO_1 &= \left(\frac{C_{Smet,l,s,p}^{obs}}{\sum_{l \in L} C_{Smet,l,s,p}^{obs}} - \frac{C_{Smet,l,s,p}^{sim}}{\sum_{l \in L} C_{Smet,l,s,p}^{sim}} \right)^2 \\
 FO_2 &= \left(\frac{\sum_{l \in L} C_{Smet,l,s,p}^{obs} - \sum_{l \in L} C_{Smet,l,s,p}^{sim}}{\sum_{l \in L} C_{Smet,l,s,p}^{obs}} \right)^2 \\
 FO_3 &= \left(\frac{\sum_{\substack{l \in L \\ s \in year}} C_{Smet,l,s,p}^{obs} - \sum_{\substack{l \in L \\ s \in year}} C_{Smet,l,s,p}^{sim}}{\sum_{\substack{l \in L, \\ s \in year}} C_{Smet,l,s,p}^{obs}} \right)^2
 \end{aligned} \tag{3.31}$$

avec FO_1 , FO_2 et FO_3 les 3 composantes de la fonction d'objectif ; ω_{\dots}^{LFD} les pondérations sur les observations de composition en taille, ω_{\dots}^{weight} les pondérations sur les observations en poids, leurs valeurs sont indiquées dans le tableau E.2. Ces pondérations ω_{\dots} sont des indices de confiance sur chaque type de donnée, calculés de manière analogue aux pondérations de la procédure d'estimation du modèle d'évaluation (voir partie 3.2 annexe E) ; C_{\dots}^{sim} les captures simulées par ISIS-Fish ; C_{\dots}^{obs} les captures observées. α , β et γ des pondérations sur les composantes de la fonction d'objectif. Elles valent respectivement 10, 1 et 35 (empirique), afin d'équilibrer le poids de chaque composante dans la formule, tout en favorisant le critère FO_3 sur la reproduction de la capture à l'année.

Les 3 composantes de la fonction d'objectif permettent d'optimiser sur 3 différents scores :

- FO_1 est un score de reproduction du profil de captures en taille. Un score de 0 garantit une parfaite reproduction du profil en taille, mais pas nécessairement de la capture en tonnes sommée sur les tailles (trait pointillé sur la figure 3.5). Dans la formule de

- la fonction d’objectif, FO_1 est pondérée par les pondérations ω_{\dots}^{LFD} , qui reflètent le niveau de confiance sur les observations de composition en taille.
- FO_2 est un score de reproduction de la capture en poids pour chaque saison. Un score de 0 pour FO_2 , garantit une parfaite reproduction de la capture en poids, mais pas nécessairement de la composition en taille (trait tirets sur la figure 3.5). Un score de 0 pour la somme $FO_1 + FO_2$ garantit une parfaite reproduction des observations de captures. Dans la formule de la fonction d’objectif, FO_2 est pondérée par les pondérations ω_{\dots}^{weight} , qui reflètent le niveau de confiance sur les observations de captures en poids.
 - FO_3 est un score de reproduction de la capture en poids pour l’année. Elle permet de favoriser les cas où la quantité d’individus retirés en 2010 est proche de celle observée, plutôt que les cas où la répartition saisonnière d’individus retirés en 2010 est proche de celle observée.

3.2 Description de la procédure d’optimisation

La procédure décrite correspond au contenu de l’ellipse figure 3.4 en fin de pré-traitement et mise en œuvre pendant l’optimisation (sauf choix de modélisation, décrits en annexe E). Le calcul du point initial, qui a lieu en pré-traitement, est également décrit ici, étant donné qu’il fait partie de la paramétrisation de la procédure d’optimisation.

Point initial Au point initial, les valeurs de q_s^p et $Tarf_{Smet,s}$ sont fixées à 1. Il est donc question de calculer les 4 valeurs d’accessibilité q_s^0 et les 132 valeurs de ciblage $Tarf_{met,s}^0$. Ainsi, le calcul du point initial est la seule étape prenant en compte les variations d’effort entre combinaisons métier*saison.

Pour calculer le point initial, des observations reflétant les variations d’accessibilité et de ciblage sont nécessaires. Or, la Capture Par Unité d’Effort (CPUE) est proportionnelle à l’effort nominal à un facteur près, incluant l’accessibilité et le ciblage (Gascuel, 2008). La CPUE est donc utilisée comme un proxy de l’accessibilité et du ciblage pour le calcul du point initial.

Le calcul est réalisé avec les données par saison et métier de CPUE de 2010 de la base SACROIS pour les flottilles françaises. Pour les flottilles espagnoles, la CPUE est déduite des observations de captures utilisées pour le modèle spatialisé d’évaluation et des observations d’effort dans Marchal (2005), qui sont les seules à notre disposition.

Le point initial d’accessibilité est calculé sur la base d’un profil moyen de CPUE pour 2010 par saison s :

$$CPUE_s^{2010} = \frac{C_s^{2010}}{E_s^{2010}} \tag{3.32}$$

$$q_s^0 = 10^{-6} \frac{CPUE_s^{2010}}{\sum_{s \in S} CPUE_s^{2010}}$$

avec C_s^{2010} la capture à la saison s pour 2010 en tonnes, E_s^{2010} l’effort en jours à la saison s , S l’ensemble des saisons. Le produit par 10^{-6} permet de ne pas lancer la procédure d’optimisation avec des valeurs d’accessibilité trop fortes, générant des dynamiques d’exploitation irréalistes (stock de merlu rapidement vidé de ses individus).

Similairement, le point initial des ciblage est calculé sur la base d'un profil moyen de CPUE pour 2010 par saison s et métier met :

$$\begin{aligned}
 CPU\bar{E}_{met,s}^{2010} &= \frac{C_{met,s}^{2010}}{E_{met,s}^{2010}} \\
 Tar f_{met,s}^0 &= \frac{CPU\bar{E}_{met,s}^{2010}}{\sum_{met \in MET} CPU\bar{E}_{met,s}^{2010}}
 \end{aligned}
 \tag{3.33}$$

avec $C_{met,s}^{2010}$ la capture de met à la saison s pour 2010 en tonnes, $E_{met,s}^{2010}$ l'effort en jours du métier met à la saison s , et MET l'ensemble des métiers.

Les valeurs calculées sont fournies en table E.1. Le calcul du point initial permet d'intégrer des informations sur les profils saisonniers d'accessibilité, et les profils métiers-saisons de facteurs de ciblage, ainsi que sur les ordres de grandeur de ces paramètres.

Procédure d'optimisation La procédure d'optimisation est divisée en 2 étapes itératives. La première permet d'estimer le profil saisonnier d'accessibilité, la deuxième permet d'estimer les facteurs de ciblage, conditionnellement au profil saisonnier d'accessibilité : il ne s'agit donc pas d'une estimation conjointe des paramètres, comme d'autres méthodes d'optimisation le permettraient.

Le déroulement de la première étape est détaillé dans l'encadré suivant. Le but est d'estimer un profil saisonnier d'accessibilité reflétant des variations saisonnières d'effort indépendantes des métiers, plutôt que des valeurs absolues d'accessibilités : les valeurs de ciblage estimées à l'étape suivante étant conditionnelles aux valeurs d'accessibilité estimées à cette étape, et étant donné que ciblage et accessibilité sont utilisées dans un produit (équation 3.25), l'ordre de grandeur des paramètres d'accessibilité nous intéresse moins que son profil saisonnier.

À chaque itération, les variations de q_s^p (part de l'accessibilité à estimer, équation 3.30) sont gouvernées par celles d'un coefficient multiplicateur p^1 . De manière empirique, il varie entre 0,5 et 1,5, avec un pas de 0,05, ce qui est suffisant et assez fin pour identifier des optima. Pour chaque accessibilité saisonnière, une valeur optimale est identifiée. Ces valeurs optimales permettent le calcul d'un nouveau profil saisonnier de q_s^p . L'étape s'arrête lorsqu'un profil optimal d'accessibilité saisonnier a été identifié, c'est-à-dire un profil d'accessibilité pour lequel toutes les composantes saisonnières de fonction d'objectif ont été minimisées.

Déroulement  tape 1

Initialisation (itération $i=1$) : $q_s^i = 1, \forall s \in S$

Déroulement de l'itération i :

On pose $q_s^p = p^1 * q_s^i$, avec p^1 un paramètre variant entre 0.5 et 1.5 inclus avec un pas de 0.05. Une simulation du modèle opératoire est r alis e pour chaque valeur de p^1 . Pour chaque simulation, une fonction d'objectif globale $FO(p^1)$, et les composantes par saison s $FO_s(p^1)$ sont calcul es⁹.

Pour chaque FO_s , on recherche la valeur minimale $p_{s,min}^1$, c'est-à-dire la valeur p pour laquelle la composante de la saison s $FO_s(p^1)$ est minimale :

$$p_{s,min}^1 = arg(min(p^1, FO_s(p^1))) \quad (3.34)$$

Si l'égalité suivante est v rifi e

$$p_{s,min}^1 = p_{.,min}^1, \forall s \in S \quad (3.35)$$

alors, tous les $p_{s,min}^1$ sont égaux. Dans ce cas, les q_s^i optimisent le profil saisonnier d'accessibilité, car ils permettent de minimiser toutes les composantes FO_s . On pose alors $q_s^p = p_{.,min}^1 * q_s^i$, et on passe à l'étape suivante.

Si l'égalité (3.35) n'est pas v rifi e, les $p_{s,min}^1$ sont différents, et les q_s^i ne permettent pas d'optimiser toutes les FO_s . Dans ce cas, on pose $q_s^{i+1} = (p_{1,min}^1; p_{2,min}^1; p_{3,min}^1; p_{4,min}^1) * q_s^i$, on passe à l'itération suivante.

Le déroulé de la deuxième étape est détaillé dans l'encadré suivant. Le but est d'estimer des facteurs de ciblage représentant les variations d'effort par saison*super-métier, et permettant au modèle opératoire de reproduire les dynamiques d'exploitation observ es.

  chaque itération, un ratio de captures observ es sur captures simul es est calculé ( quation (3.36) ou (3.40)). Il est utilisé dans le calcul de la part du facteur de ciblage à estimer ($Tarf_{Smet,s}$ équation (3.37)) pour minimiser les écarts entre observation et simulation. Ainsi, le facteur de ciblage est en partie proportionnel à la capture observ e, ce qui doit permettre de bien ajuster le modèle aux observations. Les variations de $Tarf_{Smet,s}$ sont gouvern es par celles d'un coefficient multiplicateur p^2 . Pour chaque combinaison super-métier*saison, une valeur optimale est identifi e. Ces valeurs optimales permettent le calcul d'un nouveau profil super-métier*saison de $Tarf_{Smet,s}$. L'étape s'arrête lorsqu'un profil optimal par super-métier*saison a été identifié, c'est-à-dire lorsque toutes les composantes super-métier*saison

9. La composante saisonnière FO_s est calcul e uniquement pour la saison s , dans le sens où les autres saisons sont ignor es dans le calcul de la composante :

$$FO_s = \sum_{\substack{p \in P \\ Smet \in SMET}} (\omega_{Smet,p,s}^{LFD} * \alpha * FO_1 + \omega_{Smet,p,s}^{weight} * (\beta * FO_2 + \gamma * FO_3))$$

de fonction d'objectif ont été minimisées, et que la solution globale permet de reproduire les captures observées.

Déroulement étape 2

Initialisation (itération $i=1$) : soit un ratio de captures observées sur simulées $r_{Smet,s}^i$:

$$r_{Smet,s}^i = \frac{C_{Smet,s}^{obs}}{C_{Smet,s}^{sim}} \quad (3.36)$$

avec $C_{Smet,s}^{obs}$ et $C_{Smet,s}^{sim}$ les captures respectivement observées et simulées à l'étape précédente pour le super-métier $Smet$ et la saison s .

Déroulement de l'itération i :

On pose :

$$Tarf_{Smet,s} = p^2 * r_{Smet,s}^i \quad (3.37)$$

avec p^2 qui varie entre 0.5 et 1.5 avec un pas de 0.05. Une simulation du modèle opératoire est réalisée pour chaque valeur de p^2 .

Pour chaque simulation, une fonction d'objectif globale $FO(p^2)$, et les composantes par super-métier $Smet$ et saison s $FO_{Smet,s}(p^2)$ sont calculées¹⁰.

Pour chaque $FO_{Smet,s}$, on recherche la valeur minimale $p_{Smet,s,min}^2$, c'est-à-dire la valeur p^2 pour laquelle la composante du super-métier $Smet$ et de la saison s $FO_{Smet,s}(p^2)$ est minimale :

$$p_{Smet,s,min}^2 = arg(min(p^2, FO_{Smet,s}(p^2))) \quad (3.38)$$

Si l'égalité suivante est vérifiée :

$$p_{Smet,s,min}^2 = 1, \forall Smet \in SMET, \forall s \in S \quad (3.39)$$

alors le profil $r_{Smet,s}^i$ permet de minimiser toutes les composantes de fonction d'objectif, de bien reproduire les variations d'effort entre super-métiers et saisons, et d'estimer l'ordre de grandeur des facteurs de ciblage. On pose $r_{Smet,s}^i = Tarf_{Smet,s}$, la calibration est terminée.

Si l'égalité (3.39) n'est pas vérifiée, alors pour la valeur de p^2 pour laquelle le total de la capture simulée pour l'année est le plus proche du total de la capture observée pour l'année, on pose :

$$r_{Smet,s}^{i+1} = \frac{C_{Smet,s}^{obs}}{C_{Smet,s}^{sim}} \quad (3.40)$$

avec $C_{Smet,s}^{obs}$ et $C_{Smet,s}^{sim}$ les captures respectivement observées et simulées l'itération i pour le super-métier $Smet$ et la saison s . On passe à l'itération suivante.

10. $FO_{Smet,s} = \sum_{p \in P} (\omega_{Smet,p,s}^{LFD} * \alpha * FO_1 + \omega_{Smet,p,s}^{weight} * (\beta * FO_2 + \gamma * FO_3))$

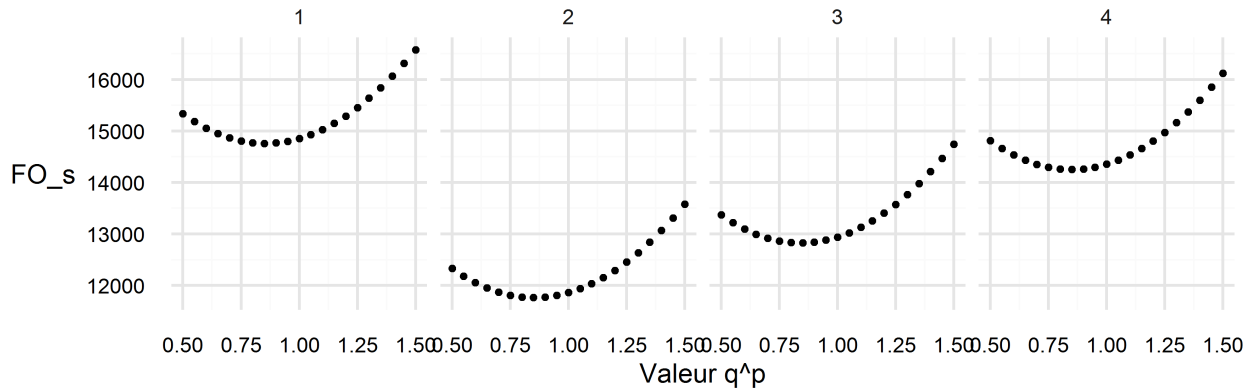


FIGURE 3.6 – Variations des composantes saisonnières de fonction d'objectif FO_s en fonction de p^1 à l'itération 1 de l'étape 1. Chaque cadran correspond à une saison s

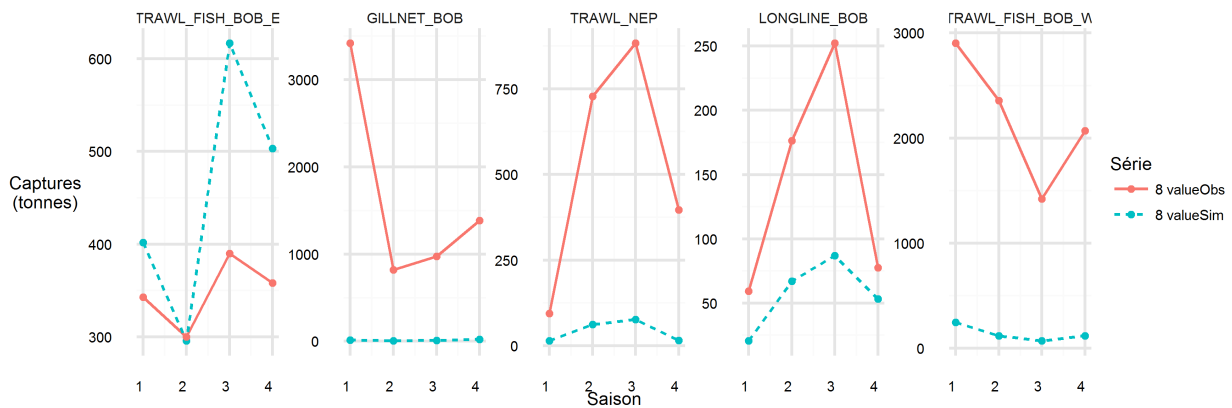


FIGURE 3.7 – Ajustement des captures simulées (trait pointillé) aux captures observées (trait plein) pour 2010 par super-métier (cadran) et saison (abscisse) à l'itération 1 de l'étape 1 pour $p^1 = 0.85$.

3.3 Résolution du problème d'optimisation

Cette sous-partie présente le détail des résultats de la procédure d'estimation (post-traitement figure 3.4), par étape, en s'intéressant aux valeurs des composantes de la fonction d'objectif et à l'ajustement du modèle opératoire aux observations.

Étape 1 La figure 3.6 montre les variations de composantes saisonnières de la fonction d'objectif FO_s en fonction de p^1 à l'itération 1. On remarque que pour toutes les saisons s , $p_{s,min}^1 = 0.85$. Les $p_{s,min}^1$ sont donc tous égaux, ce qui indique que le profil saisonnier d'accessibilité $0.85 * q^0$ permet de minimiser toutes les composantes FO_s . On pose donc que le profil d'accessibilité est égal à $0.85 * q^0$ (table 3.6), avant de passer à l'étape suivante.

La figure 3.7 montre les variations de captures en tonnes observées et simulées avec

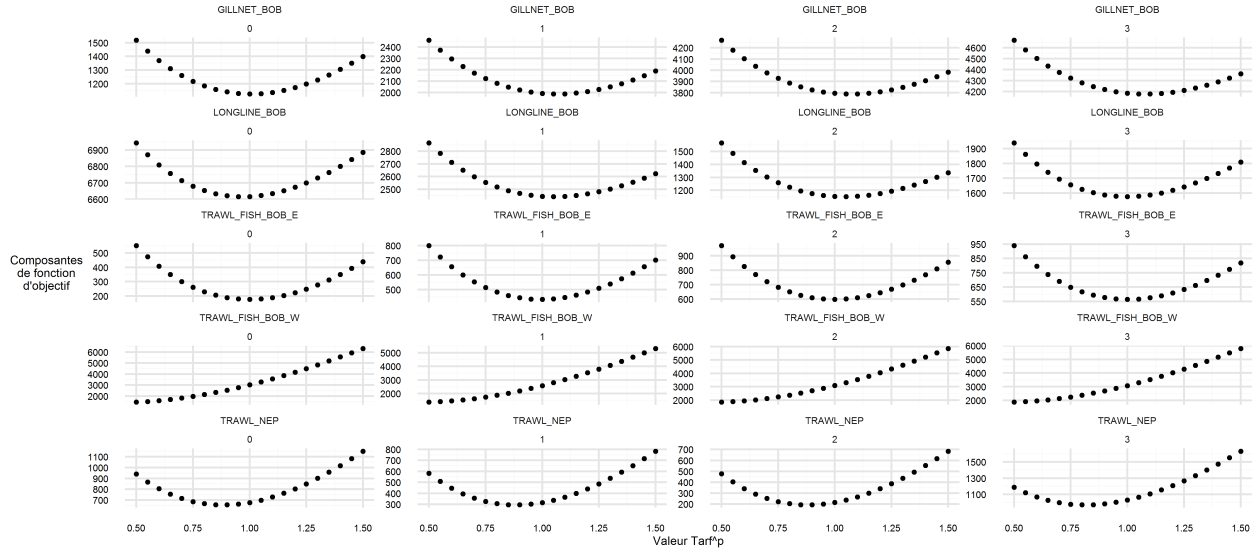


FIGURE 3.8 – Variations des composantes super-métier* saison de fonction d’objectif $FO_{Smet,s}$ en fonction de p^2 (abscisse) à l’itération 4 de l’étape 2. Les super-métiers sont en ligne, les saisons en colonne.

$p^1 = 0.85$ pour 2010. Les pas de temps saisonniers sont en abscisse, un cadran correspond à un super-métier. On constate que les captures sont mal reproduites en ordre de grandeur, ainsi que des différences entre observations et simulations sur les profils super-métiers* saisons pour GILLNET_BOB et TRAWL_FISH_BOB_E. Malgré les qualités du profil saisonnier d’accessibilité, ces défauts d’ajustements montrent la nécessité d’une étape supplémentaire à l’échelle super-métiers* saisons.

Étape 2 La figure 3.8 montre les variations de composantes par super-métier et saison de fonction d’objectif $FO_{Smet,s}$ en fonction des valeurs de p^2 (abscisse) à l’itération 4 de l’étape 2. Les saisons sont en colonne, les super-métiers en ligne. Les valeurs de $r^4_{Smet,s}$ sont indiquées en table 3.6. On constate que $p^2_{Smet,s,min} = 1$ pour TRAWL_FISH_BOB_E. Pour LONGLINE_BOB et GILLNET_BOB, les $p^2_{Smet,s,min}$ sont compris entre 0.95 et 1.1, mais pas tous égaux à 1. Ces valeurs sont éloignées de 1 pour TRAWL_FISH_BOB_W et TRAWL_NEP. Ces éléments indiquent qu’*a priori*, une nouvelle itération serait nécessaire. Néanmoins, la qualité de l’ajustement et d’autres facteurs détaillés ci-après nous amènent à stopper la calibration.

La figure 3.9 montre les variations de captures en tonnes observées et simulées avec $p^2 = 1$ pour 2010. Les pas de temps saisonniers sont en abscisse, un cadran correspond à un super-métier. On constate que les captures sont reproduites pour chaque combinaison super-métier* saison, même pour TRAWL_FISH_BOB_W et TRAWL_NEP. Pour ces métiers, les variations de fonction d’objectif figure 3.10 sont guidées principalement par la FO_3 ; les valeurs plus fortes de FO_3 étant dues à une mauvaise reproduction de la capture à l’échelle des fractions rejetées et débarquées (figure 3.11), bien que la capture totale

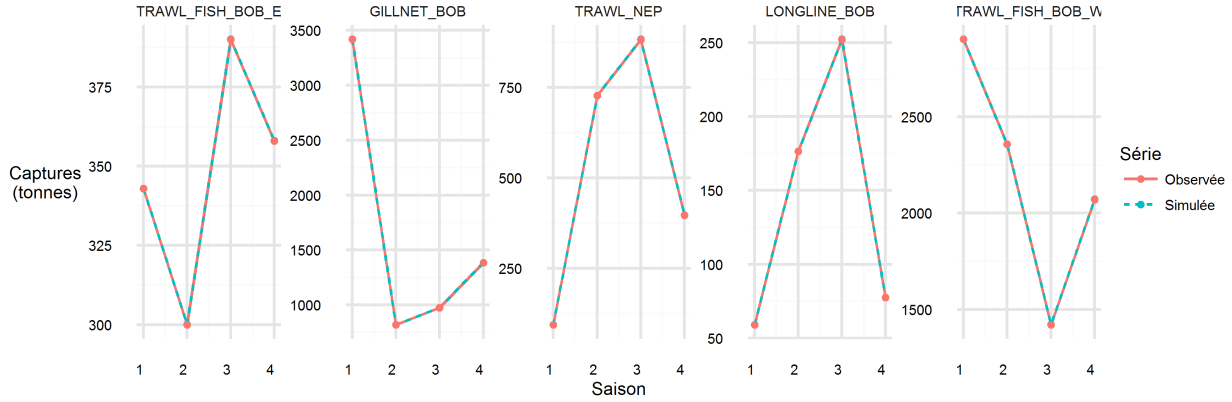


FIGURE 3.9 – Ajustement des captures simulées (trait pointillé) aux captures observées (trait plein) pour 2010 par super-métier (cadran) et saison (abscisse) à l’itération 4 de l’étape 2 pour $p^2 = 1$.

soit bien reproduite (figure 3.9). Or la modélisation de la fraction rejetée n’est pas gouvernée par les paramètres de ciblage ou d’accessibilité estimés lors de cette calibration. Ainsi, quelle que soit la méthode d’estimation, le problème de distinction des débarquements et des rejets persisterait. Il est donc choisi de privilégier la reproduction de la capture totale, plutôt que de la fraction débarquée ou rejetée. Ce choix permet de retirer du stock une quantité d’individus au plus proche de la réalité dans la simulation ISIS-Fish en 2010, à condition que les observations soient vraies.

Ce défaut d’ajustement aux observations de rejets et débarquements provient des fonctions de rétention utilisées pour TRAWL_FISH_BOB_W et TRAWL_NEP, qui ont été estimées pour le modèle d’estimation spatialisé. Ce dernier modèle avait lui-même des défauts d’ajustement aux observations de rejets de ces métiers, qu’on retrouve donc dans le modèle opératoire.

En ce qui concerne les super-métiers LONGLINE_BOB et GILLNET_BOB, les valeurs de $p_{Smet,s,min}^2$ ne sont pas égales à 1, mais proches de 1. Si on réalisait une nouvelle itération, le profil $r_{Smet,s}^{i+1}$ serait si proche de l’ancien profil $r_{Smet,s}^i$ qu’il ne permettrait pas un positionnement relatif des super-métiers*saisons en termes d’effort différent, ce qui aboutirait aux mêmes valeurs de $p_{Smet,s,min}^2$. De plus, bien que pour $p^2 = 1$, on ne minimise pas toutes les composantes super-métiers*saisons de fonction d’objectif, nous sommes proches de ces optima, et la capture totale par super-métier*saison est très bien reproduite.

Étant donné le défaut d’ajustement aux rejets, $p_{Smet,s,min}^2 = 1$ ne garantit pas que la capture totale soit bien reproduite pour TRAWL_FISH_BOB_W et TRAWL_NEP. Néanmoins, la figure 3.9 nous montre qu’elle a été bien reproduite avec $Tarf_{Smet,s} = r_{Smet,s}^4$. De plus, $p_{Smet,s,min}^2$ vaut ou est proche de 1 pour LONGLINE_BOB, GILLNET_BOB et TRAWL_FISH_BOB_E. Pour ces flottilles, comme la figure 3.9 le montre la capture est tout de même bien reproduite. Étant donné que les observations sur les rejets de ces flottilles ne sont pas disponibles, le problème de la reproduction de la fraction débarquée ou

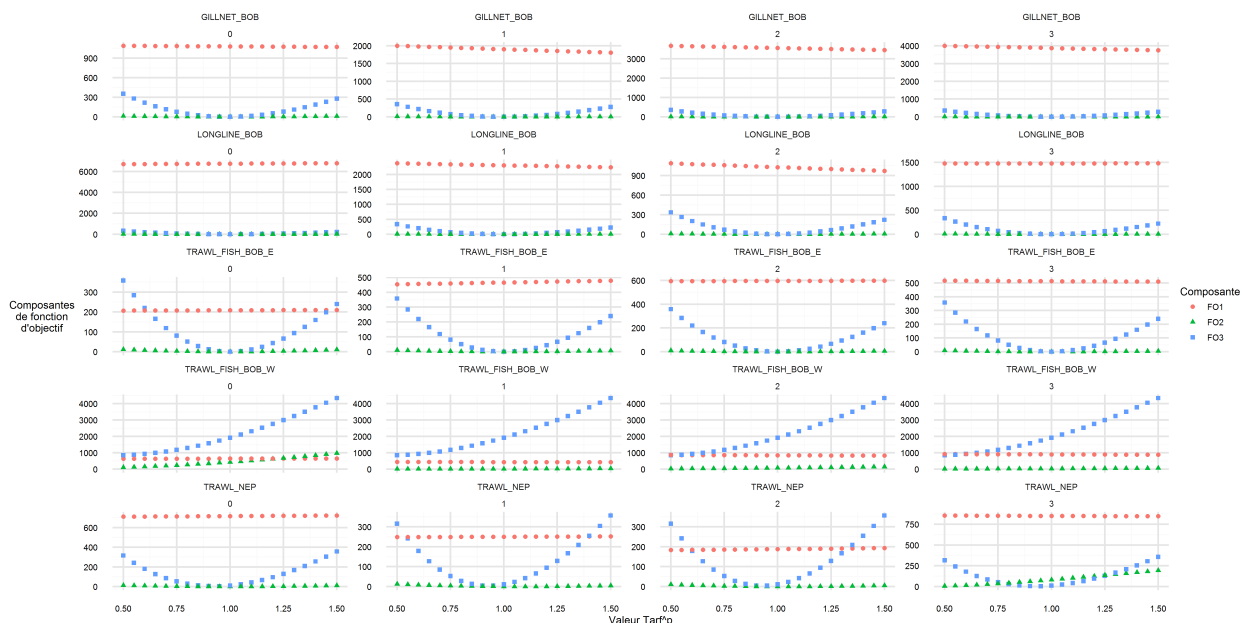


FIGURE 3.10 – Variations des composantes super-métier* saison de fonction*composantes d'objectif $FO_{X,Smet,s}$ en fonction de p^2 (abscisse) à l'itération 4 de l'étape 2. Les super-métiers sont en ligne, les saisons en colonne, les composantes 1 à 3 en couleurs et styles de points.

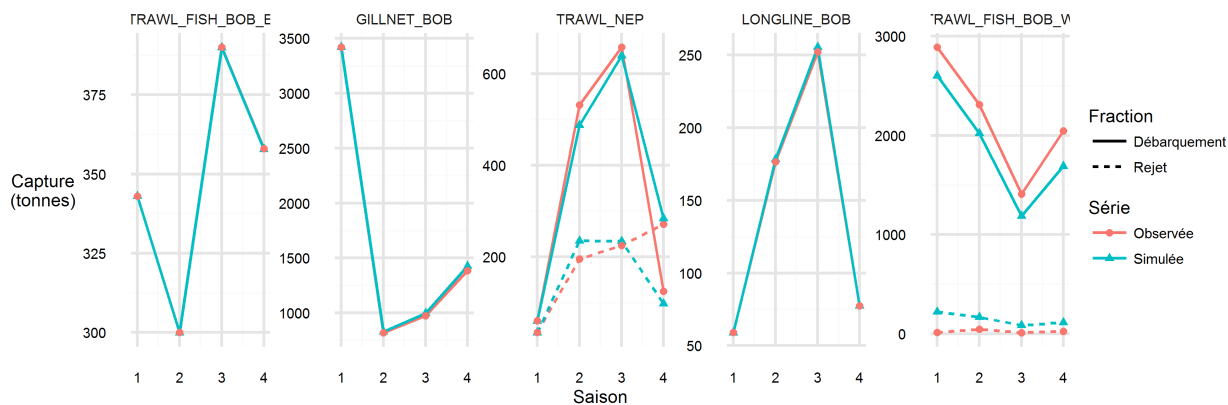


FIGURE 3.11 – Ajustement des captures simulées (bleu - point triangle) aux captures observées (rouge - point rond) pour 2010 par super-métier (cadran) et saison (abscisse) et fraction (style de trait) à l'itération 4 de l'étape 2 pour $p^2 = 1$.

Saison	1	2	3	4
Valeur $q_s = 0.85 * q_s^0$	$1.69 * 10^{-6}$	$8.20 * 10^{-7}$	$7.24 * 10^{-7}$	$7.63 * 10^{-7}$

Valeur $r_{Smet,s}^4 = Tarf_{Smet,s} \setminus$ Saison	1	2	3	4
GILLNET_BOB	209.02	124.58	90.10	66.92
LONGLINE_BOB	2.57	2.62	3.03	1.59
TRAWL_FISH_BOB_E	0.76	0.98	0.65	0.77
TRAWL_NEP	5.67	11.26	11.71	26.77
TRAWL_FISH_BOB_W	10.51	19.07	20.17	18.81

TABLE 3.6 – Valeurs d’accessibilités q_s (haut) et de ciblage $Tarf_{Smet,s}$ (bas) estimées par calibration

rejetée rencontre pour TRAWL_FISH_BOB_W et TRAWL_NEP ne se pose pas ici. Par conséquent, la calibration est stoppée à cette itération, et il est posé que $r_{Smet,s}^4 = Tarf_{Smet,s}$.

3.4 Analyse des performances du modèle opératoire

L’analyse des performances du modèle correspond à “l’après optimisation” figure 3.4. Le but de cette étape étant d’évaluer l’ajustement et de comprendre les dynamiques simulées pour le merlu Nord suite à l’estimation de paramètres concernant son exploitation, seules les dynamiques du merlu Nord sont analysées ici. Une simulation a été exécutée sur 2010-2016 dans ce but. Elle n’a qu’une seule règle de gestion : la taille minimale de débarquement, qui force à rejeter tous les individus capturés de taille inférieure à la taille autorisée. Le TAC n’est pas implémenté ici. En effet, fin des années 2000 - début des années 2010, ce qui correspond au début de la série temporelle, l’abondance de merlu a fortement augmenté, ce qui a entraîné de plus fortes captures de merlus, alors que les TAC étaient encore fixés à de bas niveaux. Ainsi, il était systématiquement dépassé. On considère donc que tout se passait comme si le TAC n’était pas implémenté dans la simulation. Les dynamiques simulées sont comparées aux observations disponibles sur les captures, sur 2010-2012 ou 2010-2016 en fonction des super-métiers. Elles sont également comparées aux dynamiques estimées sur la période 2010-2012 par le modèle d’évaluation spatialisé, afin d’anticiper l’opérationnalité du futur couplage entre les 2 modèles.

3.4.1 Ajustement aux observations

La figure 3.12 représente les débarquements et rejets dans le golfe de Gascogne, en mer Celtique et en zone Nord simulés par le modèle opératoire et observés.

Dans un premier temps, on remarque que bien que la capture ait bien été reproduite en 2010 dans le golfe de Gascogne pour chaque super-métier et saison dans le modèle opératoire, c’est moins vrai à l’échelle des débarquements et rejets pour TRAWL_FISH_BOB_W et dans une moindre mesure TRAWL_NEP, qui rejettent. Comme précisé précédemment, ces difficultés à distinguer rejets et débarquements provient des fonctions de sélectivité et rétention utilisées dans le modèle opératoire.

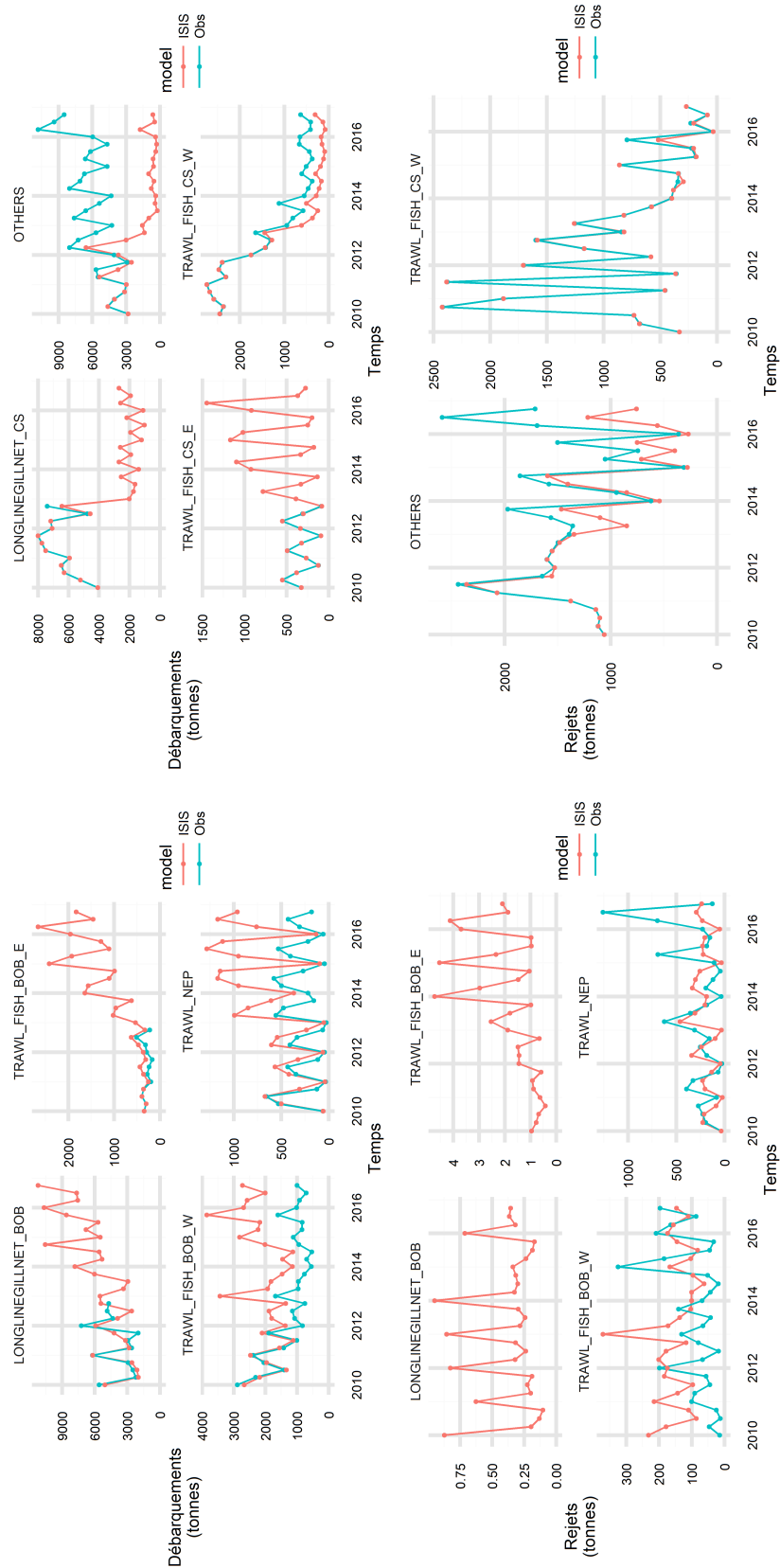


FIGURE 3.12 – Débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et observés (bleu) sur 2010-2016 pour chaque super-métier et pas de temps trimestriel. Première ligne de cadrans : débarquements; deuxième ligne de cadrans : rejets. Première colonne de cadrans : golfe de Gascogne. Deuxième ligne de cadrans : mer Celtique et zone Nord.



FIGURE 3.13 – Ajustement de la capture annuelle par stock dans le golfe de Gascogne simulée par le modèle opératoire (vert - triangle) aux observations (rouge - rond), et comparaison aux valeurs de TAC en vigueur chaque année pour chaque stock (bleu - carré).

On remarque également des différences entre observations et simulations pour LONGLI-NEGILLNET_BOB, qui n'apparaissent pas dans la figure 3.9, qui se concentrait uniquement sur les débarquements français. Ceci est dû au fait que la capture observée de la composante espagnole n'est pas parfaitement reproduite, comme détaillé en annexe E.

Puis, sur 2011-2012, on remarque que les débarquements simulés dans ISIS-Fish sont légèrement plus élevés que les débarquements observés dans le golfe de Gascogne. Sur la suite de la série temporelle, on observe globalement une augmentation des débarquements pour les 4 super-métiers golfe de Gascogne, qui sont sur-estimés là où des observations sont disponibles. Ceci est lié à la manière de modéliser la dynamique d'effort, basée sur des estimations d'intensité de pêche de différents modèles d'évaluation. Sur la série temporelle, les rejets sont généralement sur-estimés pour les chalutiers espagnols, généralement sous-estimés pour les chalutiers langoustiniers, mais observations et simulations ont des ordres de grandeur similaires.

En mer Celtique et zone Nord, les débarquements et rejets simulés sont proches de l'observation en début de série temporelle, puis dès 2012, les débarquements simulés chutent (sauf TRAWL_FISH_CS_E), étant bien inférieurs aux observations lorsqu'elles sont disponibles, et les rejets d'OTHERS deviennent inférieurs aux observations. Étant donné que les captures en mer Celtique et zone Nord sont des forçages des observations, le parfait ajustement du modèle opératoire aux observations était attendu. Par contre, la chute des débarquements et les discrédances entre simulations et observations sont dues au fait que des individus qui auraient dû être capturés ne l'ont pas été. Ce comportement n'est possible que lorsqu'il y a trop d'individus à capturer par rapport aux individus présents dans une zone * classe de taille. Or, on remarque également que TRAWL_FISH_CS_E et les rejets de TRAWL_FISH_CS_W sont pas ou peu concernées par ce phénomène, alors que ces super-métiers*partitions capturent principalement des petits individus, contrairement aux autres. Par conséquent, soit l'abondance a été simulée faible dans ces zones dès 2012, soit la structure en taille du stock diffère de la structure en taille des captures forcée, notamment pour les grands individus.

La figure 3.13 représente la capture annuelle pour chaque stock dans le golfe de Gascogne

observée et simulée par le modèle opératoire, ainsi que le TAC en vigueur pour chaque stock chaque année.

On remarque dans un premier temps que la capture simulée est proche de la capture observée pour le merlu sur 2010-2012. Cette bonne reproduction des observations en début de série temporelle est une force du modèle opératoire, notamment pour une future évaluation de stratégies de gestion dans la pêcherie simulée. En revanche, à partir de 2013, la capture est sur-estimée de plusieurs milliers de tonnes pour le merlu : cette faiblesse impacte ses capacités à évaluer des stratégies de gestion. Dans un second temps, on remarque que les captures observées et simulées pour la sole et la langoustine dans le golfe de Gascogne sont proches en 2010 : la bonne reproduction des observations de captures en 2010 constitue une force du modèle opératoire. En revanche, sur le reste de la série temporelle, la capture de sole et langoustine est largement sous-estimée, ce qui compromet à nouveau les capacités du modèle opératoire à évaluer les effets de stratégies de gestion dans la pêcherie étudiée.

Ces forces et faiblesses du modèle opératoire sont liées à sa calibration et aux hypothèses sur les dynamiques inter-annuelles d'effort : la calibration du modèle aux observations de 2010 de capture (merlu et langoustine) et estimations de mortalité par pêche de 2010 (sole) permettent son bon ajustement en début de série temporelle. En revanche, le mauvais ajustement en fin de série temporelle indique que l'effort simulé durant cette période ne permet pas de reproduire les observations de captures. L'effort étant simulé sur la base de l'effort simulé pour 2010 et de variations inter-annuelles, et l'effort simulé de 2010 permettant une bonne reproduction des observations, ceci indique une més-spécification dans les hypothèses de dynamiques inter-annuelle d'effort.

Les figures 3.14 et 3.15 représentent les distributions en taille observées et simulées par le modèle opératoire, respectivement pour les débarquements et les rejets, pour chaque super-métier et pas de temps trimestriel.

On remarque dans un premier temps que l'ajustement est quasi-parfait pour les super-métiers mer Celtique et zone Nord, en début de série temporelle, puis que celui-ci se dégrade pour les débarquements lors de la chute des débarquements observée figure 3.12. Ce comportement est directement causé par les forçages d'observations discutés au paragraphe précédent. Étant donné que la composition en taille des captures simulées est différente de celles des observations, cela signifie qu'à chaque pas de temps, certaines classes de tailles ne sont pas assez abondantes dans certaines zones pour reproduire la capture observée. C'est un défaut qui pouvait être attendu, étant donné que le forçage d'une capture ne peut pas prendre en compte la structure en taille du stock. On remarque que ce problème d'ajustement n'est pas observé pour les rejets en mer Celtique et zone Nord, qui concernent des plus petites classes de taille. Ceci indiquerait potentiellement une sous-estimation des individus de moyenne et grande taille en mer Celtique et zone Nord.

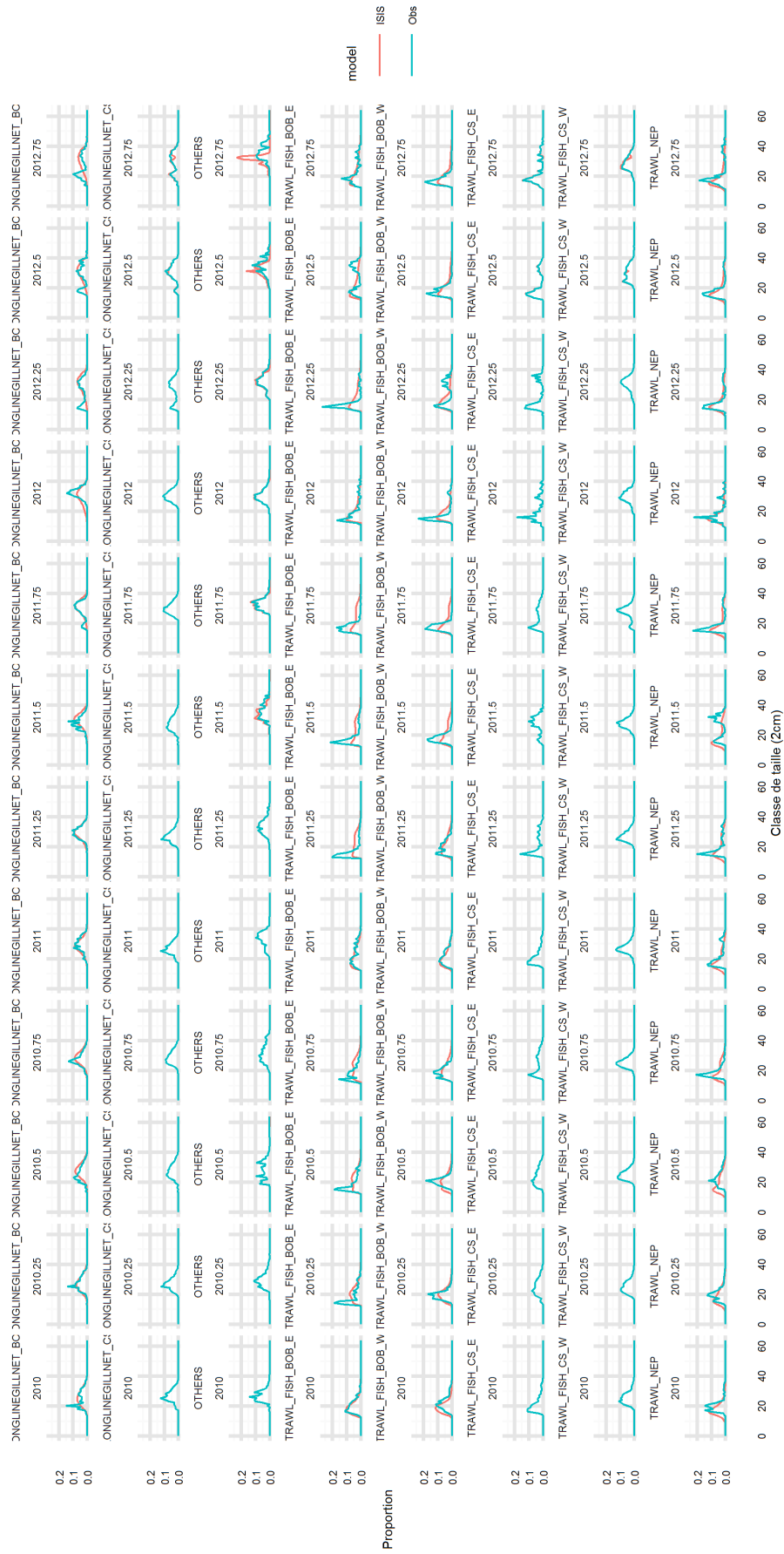


FIGURE 3.14 – Composition en taille des débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et observés (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier (lignes) sur 2010-2012

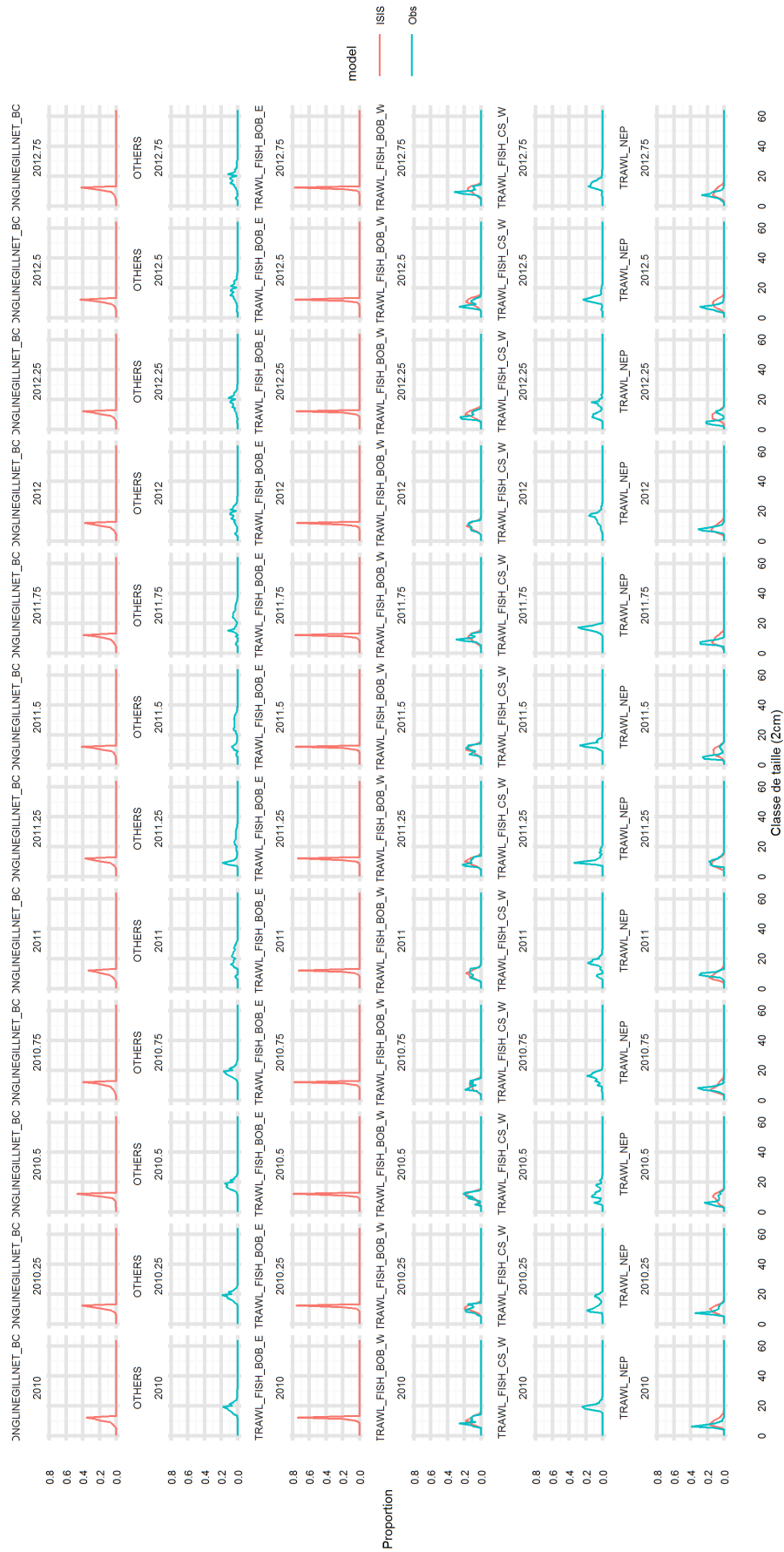


FIGURE 3.15 – Composition en taille des rejets simulés par le modèle opératoire (rouge) et observés (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier (lignes) sur 2010-2012

Dans le golfe de Gascogne, les distributions en taille des débarquements et rejets sont plutôt proches, même si on peut noter une tendance à capturer de plus grands individus que dans les observations. C'est notamment le cas pour les débarquements des chalutiers TRAWL_FISH_BOB_E et TRAWL_FISH_BOB_W, pour qui un pic d'individus autour de 30 cm est souvent mal reproduit. Ces différences sont causées soit par les fonctions de sélectivités utilisées, qui sont les seules sources de variabilité entre classes de taille dans l'exploitation, soit par la structure en taille du stock dans le golfe de Gascogne. On notera que les super-métiers LONGLINEGILLNET_BOB et TRAWL_FISH_BOB_E rejettent dans le modèle opératoire, du fait de la règle de gestion sur la taille minimale de débarquement du merlu, alors qu'aucune observation n'est disponible sur ces rejets.

3.4. 2 Comparaison aux estimations du modèle spatialisé d'évaluation

La figure 3.16 représente les débarquements et rejets dans le golfe de Gascogne, en mer Celtique et en zone Nord simulés par le modèle opératoire et estimés par le modèle spatialisé d'évaluation.

Les observations de débarquements et les estimations du modèle spatialisé d'évaluation étant très proches, le modèle opératoire simule généralement des débarquements plus élevés que le modèle d'évaluation sur 2010-2012 dans le golfe de Gascogne, mais qui restent dans des ordres de grandeur proches, ce qui devrait peu impacter l'opérationnalité du futur couplage entre les 2 modèles. Le même phénomène est observé pour les débarquements en mer Celtique et en zone Nord, sauf dès 2012, où les débarquements sont simulés plus faibles dans le modèle opératoire qu'estimés dans le modèle spatialisé d'évaluation. La chute des débarquements amorcée en 2012 ne semble pas se produire dans le modèle d'évaluation. Une telle différence de dynamique pourrait impacter l'opérationnalité du futur couplage des 2 modèles.

En ce qui concerne les rejets, malgré des discrédances, les dynamiques simulées et estimées dans le golfe de Gascogne par les 2 modèles sont proches, plus que le modèle opératoire ne l'était des observations. Cela s'explique par une modélisation similaire du processus de rejet dans les 2 modèles, ce qui n'aura pas d'impact négatif sur l'opérationnalité du futur couplage des 2 modèles. En revanche, en mer Celtique et zone Nord, les dynamiques de rejets sont très différentes entre les 2 modèles. Cela s'explique par le fait que des observations ont été forcées dans le modèle opératoire, alors que le modèle d'évaluation a estimé ces rejets. Le modèle opératoire est donc bien plus proche des observations que des estimations du modèle d'évaluation, qui sont mal ajustées. Ceci pourrait impacter l'opérationnalité du futur couplage de modèles.

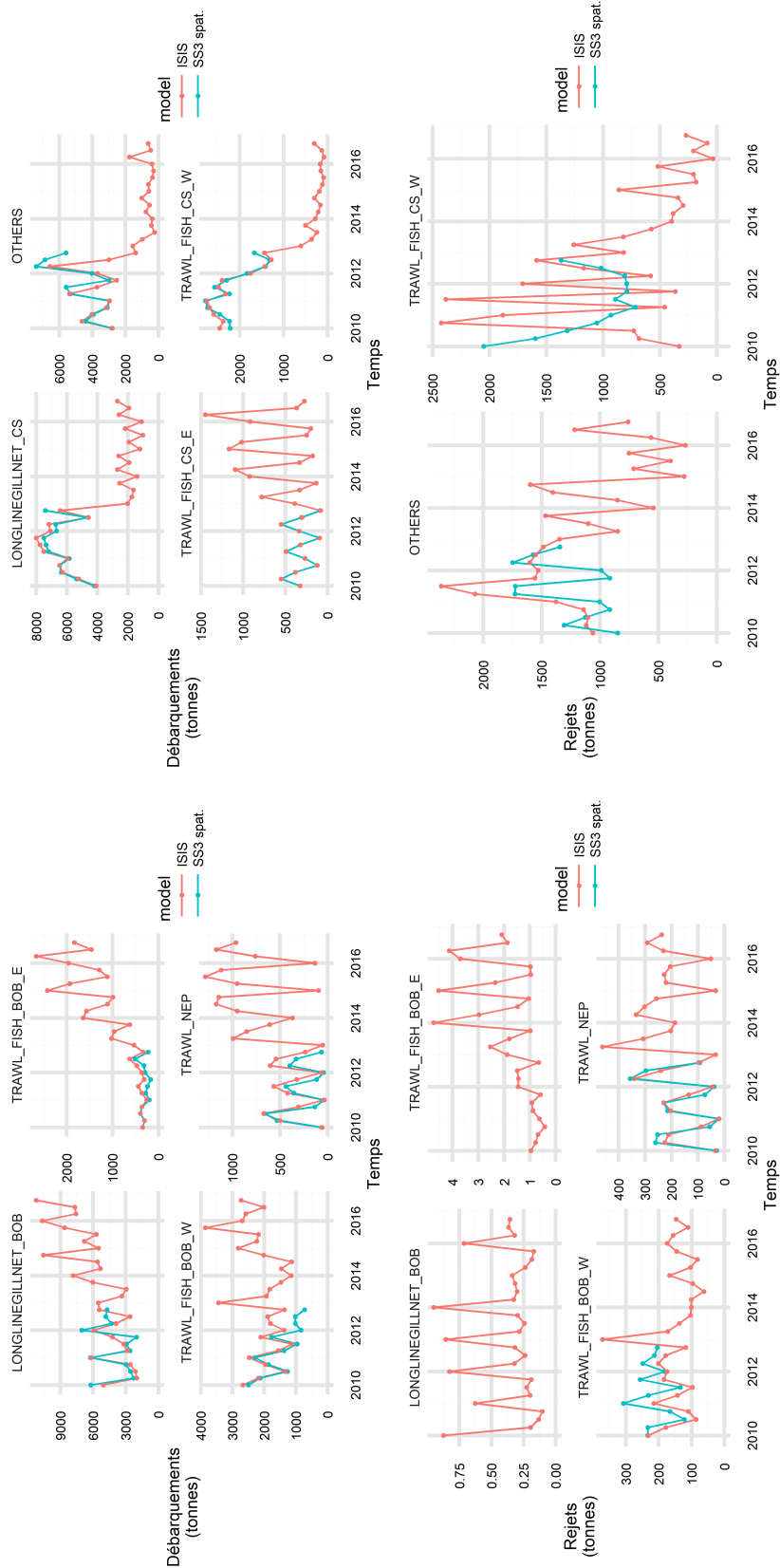


FIGURE 3.16 – Débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et estimés par le modèle spatialisé d'évaluation (bleu) sur 2010-2016 pour chaque super-métier et pas de temps trimestriel. Première ligne de cadrans : débarquements ; deuxième ligne de cadrans : rejets. Première colonne de cadrans : golfe de Gascogne. Deuxième ligne de cadrans : mer Celtique et zone Nord.

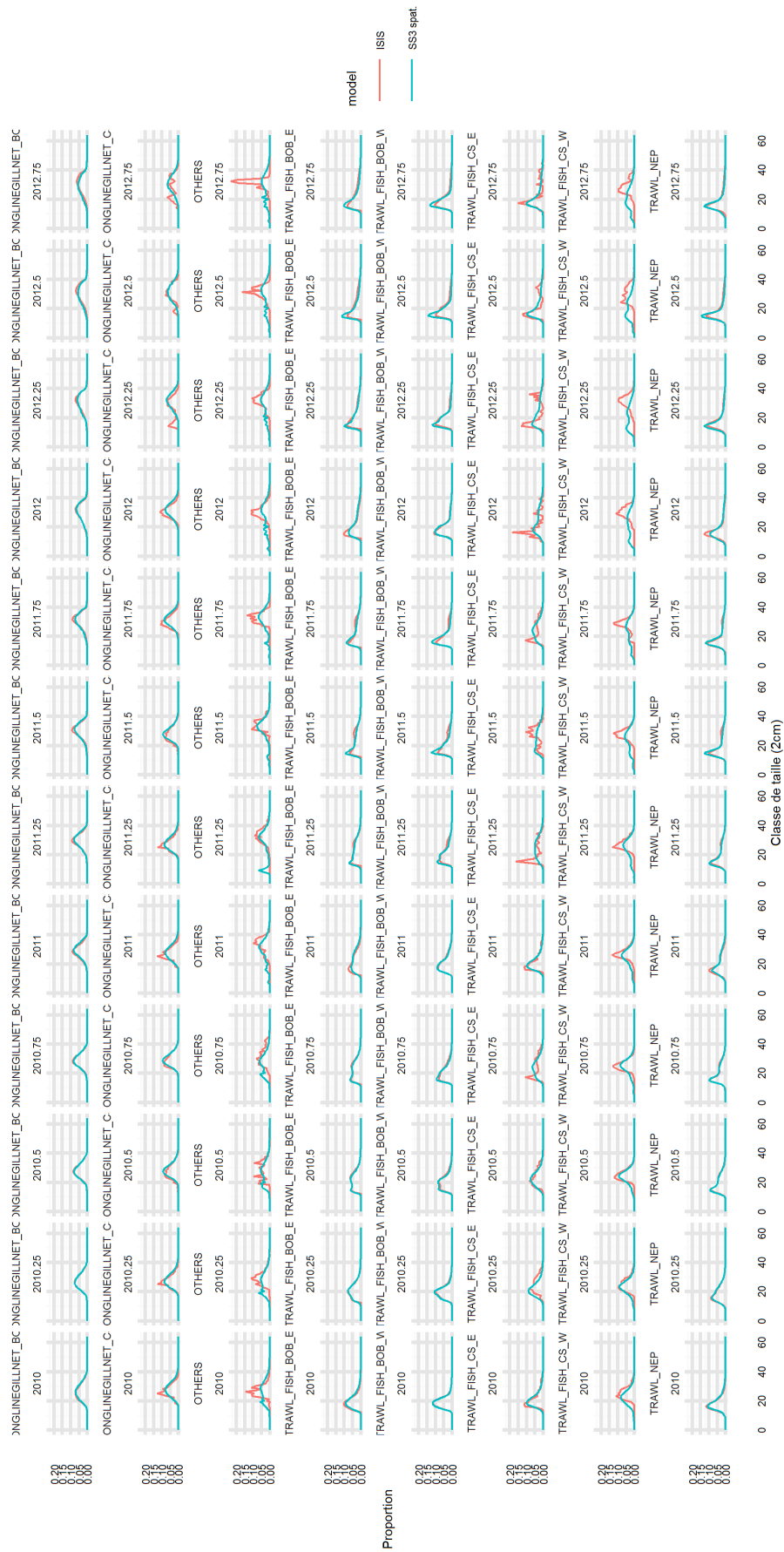


FIGURE 3.17 – Composition en taille des débarquements simulés par le modèle opératoire (rouge) et estimés par le modèle d'évaluation spatialisé (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier (lignes) sur 2010-2012

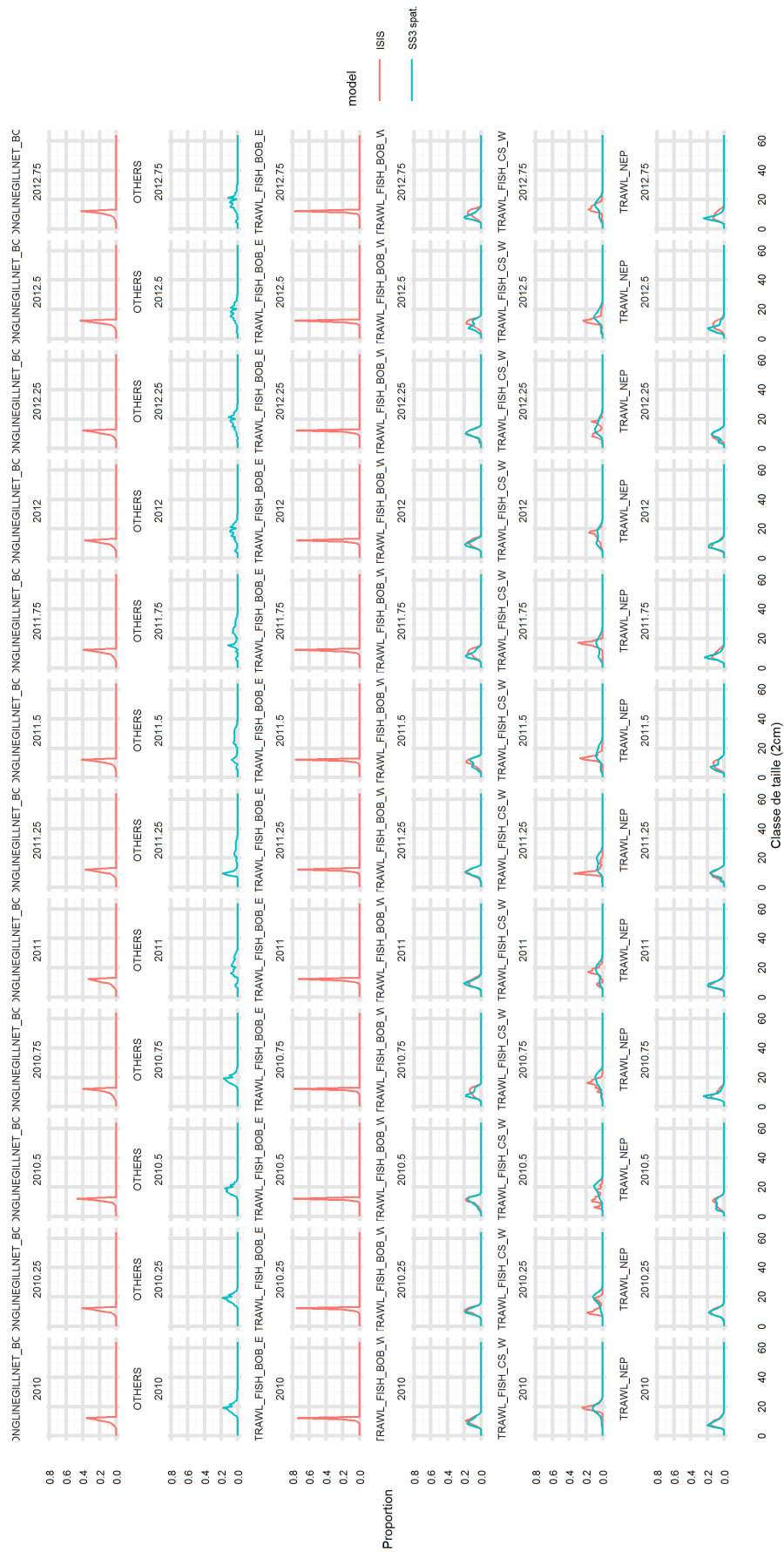


FIGURE 3.18 – Composition en taille des rejets simulés par le modèle opératoire (rouge) et estimés par le modèle d'évaluation spatialisé (bleu) à chaque pas de temps trimestriel pour chaque super-métier sur 2010-2012

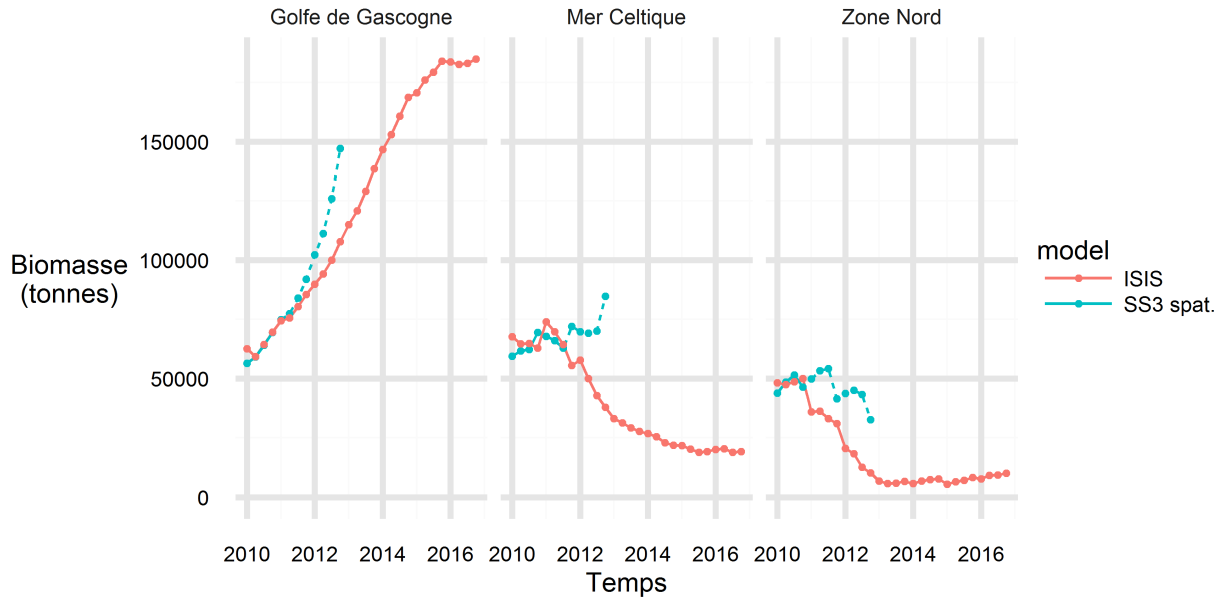


FIGURE 3.19 – Biomasse simulée par ISIS-Fish (rouge) et estimée par le modèle spatialisé d'évaluation de stock (bleu) au début de chaque pas de temps trimestriel dans chaque zone (cadran) sur 2010-2016

Les figures 3.17 et 3.18 représentent les distributions en taille des débarquements et rejets respectivement, pour chaque super-métier et pas de temps trimestriel. Les distributions simulées par le modèle opératoire et estimées par le modèle d'évaluation spatialisé sont représentées.

On remarque dans un premier temps que les distributions des débarquements et rejets dans le golfe de Gascogne simulées et estimées par les 2 modèles sont très proches, ce qui est dû à l'utilisation des mêmes fonctions de sélectivité et de rétention dans ces modèles. On note tout de même que les rejets dans le golfe de Gascogne concernent en moyenne de plus grands individus dans le modèle opératoire que dans le modèle d'évaluation spatialisé dès 2011, ce qui peut être lié à des différences entre les simulations et estimations de structure en taille du stock dans les 2 modèles. On note à nouveau que dans le modèle opératoire, les fileyeurs, palangriers et chalutiers français non langoustiniers rejettent à cause de la taille minimale de débarquement ; ces rejets ne sont pas estimés par le modèle spatialisé d'évaluation.

En ce qui concerne la mer Celtique et la zone Nord, les distributions sont plus lisses dans les estimations du modèle d'évaluation que dans les simulations du modèle opératoire, à cause de leur modélisation différente : estimation avec fonctions de sélectivité et rétention dans le modèle d'évaluation, forçage d'observations dans le modèle opératoire. Ces différences dans l'exploitation en mer Celtique et en zone Nord peuvent impacter l'opérationnalité du futur couplage des modèles.

La figure 3.19 représente la biomasse simulée par le modèle opératoire de 2010 à 2012 et estimée par le modèle d'évaluation de stock spatialisé dans chaque zone de 2010 à 2016. De 2011 et à 2012, les estimations du modèle d'évaluation sont représentées en pointillés,

car influencées par les estimations de recrutement de 2011 et 2012, qui sont les 2 dernières années de ce modèle : elles sont moins fiables que celles des autres années, car estimées avec moins d'information que les autres.

On remarque dans un premier temps que les dynamiques sont assez similaires dans le golfe de Gascogne entre les 2 modèles. Toutefois, la biomasse simulée par le modèle opératoire augmente légèrement moins vite dans le golfe de Gascogne que celle estimée par le modèle d'évaluation dès 2011. C'est dû aux hypothèses qui ont été faites sur le recrutement global : il est plus fort dans le modèle d'évaluation que le modèle opératoire en 2011-2012, ce qui se ressent dans la biomasse simulée.

Par contre, en mer Celtique et zone Nord, on remarque une forte chute de la biomasse simulée par le modèle opératoire entre 2011 et 2013, suivie d'une stabilisation de la biomasse à un bas niveau, avec un fort écart entre les biomasse simulées et estimées par les 2 modèles dès 2011. Les valeurs simulées par ISIS-Fish sont surprenantes, car une telle chute de biomasse n'a pas été ressentie sur la base des séries d'observations disponibles sur les captures commerciales et scientifiques dans ces zones depuis 2012. Cette différence entre les 2 modèles s'explique par des hypothèses différentes, en mer Celtique et en zone Nord : structure du stock, forçage d'une capture observée dans ISIS-Fish au lieu d'une capture estimée dans le modèle d'évaluation, un recrutement mensuel dans ISIS-Fish et trimestriel dans le modèle d'évaluation, et enfin des valeurs de recrutement global différentes en 2011-2012. Ces baisses brusques de biomasse expliquent les chutes de débarquements et les difficultés à reproduire les captures observées en mer Celtique et en zone Nord, figures 3.12, 3.14 et 3.15, ainsi que les différences entre capture simulée et estimée en mer Celtique et en zone Nord figure 3.16. Pour mieux comprendre les dynamiques simulées par le modèle opératoire, on s'intéresse à la structure du stock simulée.

La figure 3.20 représente les structures en taille du stock de merlu Nord dans chaque zone simulées par le modèle opératoire et estimées par le modèle d'évaluation spatialisé. La première classe de taille (recrutement) n'est pas représentée.

On remarque tout d'abord une différence de structure en taille au premier pas de temps entre les 2 modèles, alors qu'au vu des hypothèses sur l'abondance au pas de temps initial, on s'attendait à observer exactement les mêmes valeurs pour les 2 modèles. Cet artefact est dû au fait que la croissance a été effectuée avant le pas de temps initial en ISIS-Fish, pour compenser le fait qu'il n'y a pas de croissance au pas de temps initial en ISIS-Fish, comme expliqué dans les hypothèses du modèle.

On remarque ensuite qu'au fil des pas des temps, les cohortes d'individus, représentées par les modes des structures en taille, sont de moins en moins marquées dans la simulation du modèle opératoire que dans l'estimation du modèle d'évaluation de stock. Parfois, les modes ont lieu à des valeurs différentes pour les 2 modèles (par exemple en mer Celtique dès 2011).

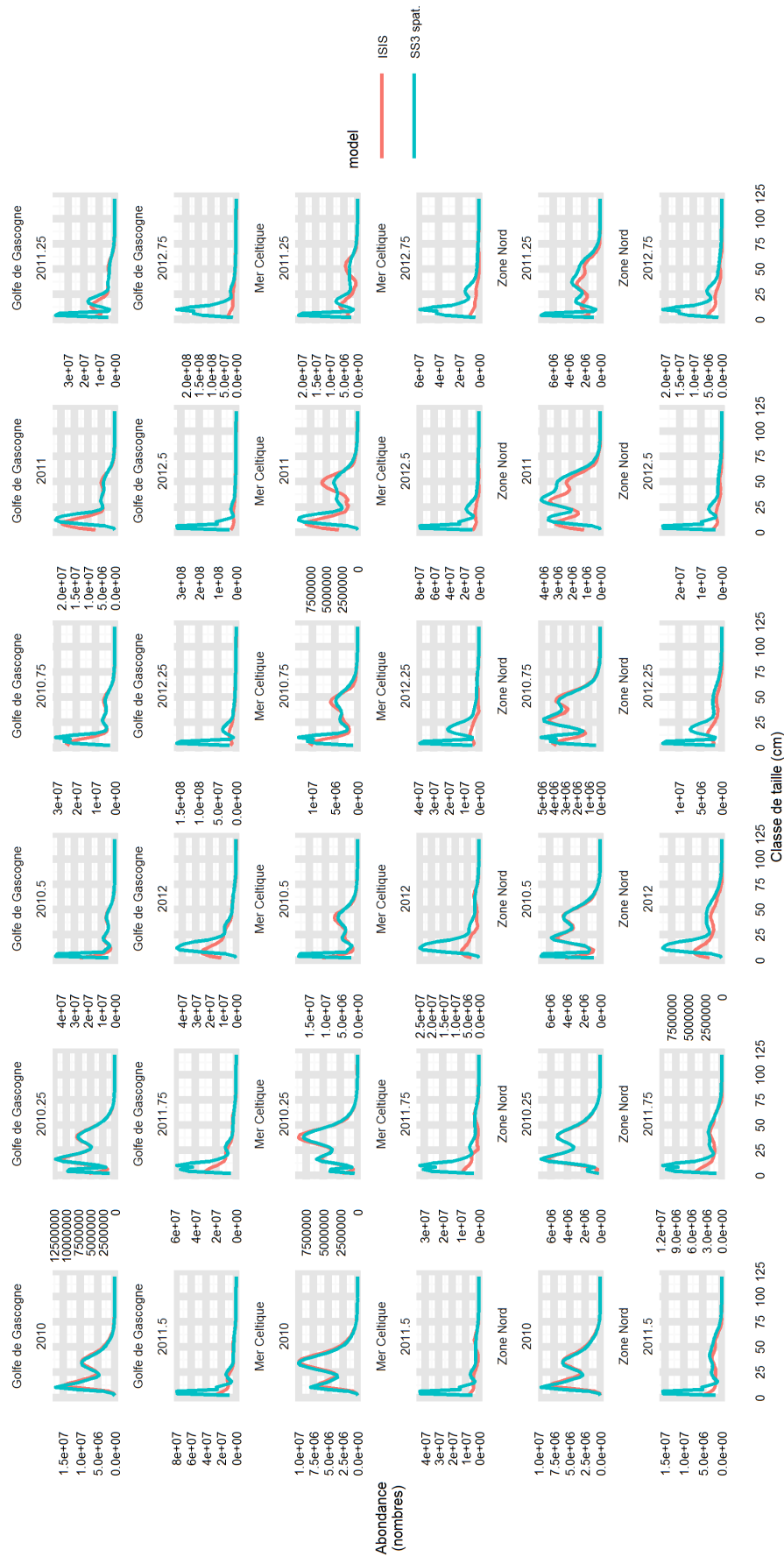


FIGURE 3.20 – Structure en taille simulée par ISIS-Fish (rouge) et estimée par le modèle spatialisé d'évaluation de stock (bleu) au début de chaque pas de temps trimestriel dans chaque zone (groupe de 2 lignes) sur 2010-2012

Ce phénomène est dû à plusieurs facteurs. Premièrement, la structure du stock est en âge dans le modèle d'évaluation, et en taille dans le modèle opératoire. De fait, le suivi de cohortes est assuré dans le modèle d'évaluation, car les populations sont suivies en fonction de leur âge, ce qui n'est pas possible dans le modèle opératoire. Deuxièmement, la modélisation du recrutement est mensuelle dans le modèle opératoire, mais trimestrielle dans le modèle d'évaluation. Bien que la première hypothèse, permettant un recrutement plus étalé dans la période où il a lieu, semble plus réaliste, elle a un effet direct sur la capacité à suivre une cohorte. En effet, avec un recrutement mensuel, les cohortes sont moins marquées, car l'apparition des nouveaux individus est plus étalée dans le temps. Ces différences de structure en taille du stock ne sont pas prises en compte par les forçages de captures observées en mer Celtique et en zone Nord dans le modèle opératoire : ainsi, il peut devenir possible d'exploiter fortement des classes de taille peu abondantes, ce qui peut en partie exploiter la chute de biomasse et de captures observée en mer Celtique et zone Nord figure 3.19.

3.5 Forces et faiblesses du modèle opératoire

Un modèle opératoire de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne étendu à la mer Celtique et à la zone Nord pour le merlu a été construit. Les processus de population et d'exploitation ont été mis à jour sur la base de la connaissance disponible, et des estimations du modèle spatialisé d'évaluation du stock. Afin de combler des manques de connaissances, mais aussi de caler les dynamiques du modèle opératoire sur des dynamiques d'exploitation proches de celles du modèle d'évaluation, une calibration a été menée. Les dynamiques de population et d'exploitation simulées dans le golfe de Gascogne par le modèle opératoire semblent réalistes en début de série temporelle, le modèle étant assez bien ajusté, malgré des captures légèrement supérieures aux observations (figures 3.12, 3.13, 3.14 et 3.15). Les modèles opératoire et d'évaluation simulent et estiment des compositions en taille de la capture, des captures en tonnes et une biomasse totale très proches dans le golfe de Gascogne (figures 3.16, 3.17 et 3.18), ce qui est une force pour le futur couplage de ces 2 modèles.

Ces similitudes sont liées aux hypothèses partagées par les 2 modèles : abondance début janvier 2010, recrutement global, fonctions de sélectivités et rétentions. La calibration du modèle opératoire sur un jeu d'observations auquel le modèle d'évaluation spatialisé a été ajusté a permis de rapprocher leurs dynamiques sur une année de référence (2010). Un travail de sensibilité à la dynamique inter-annuelle d'effort (non montré) a mis en évidence le besoin de cette dynamique, autant pour mieux s'ajuster aux observations après 2010, que pour renforcer l'opérationnalité du futur couplage des 2 modèles. Simuler la dynamique inter-annuelle d'effort sur la base des estimations d'intensité de pêche du modèle d'évaluation a permis de renforcer notamment ce dernier point.

Le modèle opératoire présente néanmoins des limites, qui ouvrent la voie vers de nouvelles pistes de travail. C'est notamment le cas en mer Celtique et en zone Nord, où le forçage d'observations de captures, ne tenant pas compte de la structure en taille du stock simulée, génère une chute des captures, un mauvais ajustement et compromet l'opérationnalité du futur couplage des modèles (figures 3.12, 3.14, 3.15, 3.16, 3.17 et 3.18). Une modélisation des flottilles hors du golfe de Gascogne par l'effort, plutôt que par un forçage, est une piste de travail à envisager : elle peut elle aussi être calibrée sur des observations des captures, et tient compte

de la structure en taille du stock, ce qui empêche des exploitations extrêmement faibles ou fortes de classes de taille à l'origine de la chute de biomasse constatée figure 3.19. Elle nécessite l'utilisation d'observations d'effort, qui n'étaient pas disponibles à assez fine échelle. Néanmoins, une modélisation basée sur des observations plus agrégées, avec des hypothèses de simplification peut être plus avantageuse que celle par un forçage d'observations. Dans le cadre d'un couplage avec le modèle d'évaluation spatialisé, celle-ci doit néanmoins rester au moins aussi complexe que dans le modèle d'évaluation. Ce commentaire s'applique également aux fileyeurs et palangriers espagnols du golfe de Gascogne, modélisés par un forçage de captures.

La calibration du modèle opératoire a été menée sur la base d'une seule année de référence, 2010. Afin de simuler des dynamiques d'exploitation plus réalistes, une calibration sur une période plus longue, par exemple 2010-2012 peut être envisagée. Étant donné que seuls les métiers français et les chalutiers espagnols du golfe de Gascogne ont été modélisés par l'effort, ce sont les seuls métiers dont les dynamiques ont été estimées par calibration. Une modélisation des autres métiers par l'effort plutôt que par un forçage permettrait une estimation conjointe des dynamiques d'exploitation par calibration, et supprimerait des sources de discontinuité dans la fonction d'objectif lors de la calibration (voir annexe E). Ceci ouvre la voie vers la résolution de problèmes d'optimisation plus complexes que celui résolu dans ce chapitre, et permettrait d'estimer plus de sources de variabilités de l'exploitation. Enfin, une calibration différente de l'exploitation appelle de nouvelles hypothèses sur la dynamiques de l'effort. Baser ces dynamiques sur des observations d'effort plutôt que sur des estimations d'intensité de pêche permettrait d'intégrer des connaissances plus pertinentes dans le modèle opératoire. Ces observations sont disponibles pour les métiers français dans le golfe de Gascogne seulement, dans la base de données SACROIS. En ce qui concerne les autres métiers, des informations à une échelle plus agrégée existent dans la base de données du CSTEP : leur intégration est donc une piste à explorer, malgré des hypothèses simplificatrices que cela peut demander.

Les hypothèses du modèle opératoire présentent des différences avec celles du modèle spatialisé d'évaluation. Même si cela se justifie par sa plus grande complexité, certaines pourraient être retravaillées afin d'améliorer l'opérationnalité du futur couplage des 2 modèles. La structure en taille du modèle opératoire ne permet pas un suivi de cohorte aussi poussé qu'avec une structure en âge, d'où des structures en taille de la population simulée et estimée par les 2 modèles différentes (figure 3.20). Le but n'est pas d'ajuster les simulations d'un modèle sur les estimations d'un autre, mais de simuler des structures en taille plus réalistes dans le modèle opératoire. La sensibilité du modèle opératoire a des hypothèses comme la longueur du pas de temps, des incréments de croissance, ou encore la variabilité inter-individuelle aux incréments de croissance est avérée Drouineau (2008) ; dans notre cas, celle au recrutement global et à la variabilité inter-individuelle de croissance ont été rapidement explorées pour choisir ces hypothèses (non montré), sur la base d'un compromis entre reproduction des captures observées et capacité à simuler des cohortes. Modéliser des incréments de croissance plus petits pour les petites classes de taille (1cm au lieu de 2cm) est une piste à explorer, notamment étant donné le pas de temps mensuel, afin d'être en mesure de mieux reproduire les cohortes. Globalement, une exploration plus poussée de la sensibilité du modèle aux hypothèses précédentes, mais aussi à celles au recrutement (mensuel ou trimestriel par exemple), à la dynamique inter-annuelle d'effort est à mener, avec des analyses de sensibilité et d'in-

certitude. Étant donné l'incertitude sur les hypothèses précédentes, un résultat simulé sur la base de valeurs simulées n'est pas totalement fiable. De telles analyses permettraient d'identifier en priorité sur quelles sources d'incertitudes travailler, et de déterminer un ensemble de valeurs plausibles pour une même sortie, et de mener des évaluations de mesures de gestion robustes aux incertitudes. Certains choix de modélisation en découlant pourraient également permettre d'améliorer l'opérationnalité du futur couplage des modèles. Une calibration de quelques paramètres de dynamique de population, auxquels la structure en taille simulée est sensible (variabilité inter-individuelle de croissance par exemple) peut également constituer une piste intéressante.

4 En résumé

La pêcherie mixte démersale du golfe de Gascogne a été simulée dans un modèle de simulation de pêcheries. La modélisation a été étendue jusqu'en mer Celtique et zone Nord pour le merlu, et la connaissance disponible a été intégrée au modèle. Suite à la calibration de ce modèle, son ajustement aux observations de captures est bon dans le golfe de Gascogne en début de série temporelle ; plusieurs propriétés du modèle opératoire dans cette zone sont une force pour le futur couplage avec le modèle d'évaluation spatialisé.

Des faiblesses ont néanmoins été identifiées en mer Celtique et zone Nord principalement, causées par une modélisation des métiers par des forçages de captures plutôt qu'une modélisation par l'effort, mais aussi des hypothèses de dynamique de population du modèle opératoire. Un travail plus poussé sur la sensibilité de la structure en taille simulée par le modèle aux hypothèses de dynamique de population pourrait amener à des simulations plus réalistes et à améliorer l'opérationnalité du couplage avec le modèle d'évaluation. De même, l'ajustement du modèle aux observations de captures dans le golfe de Gascogne est mauvais en fin de série temporelle, ce qui est une faiblesse pour réaliser de l'évaluation de stratégies de gestion : redéfinir les hypothèses de dynamique inter-annuelle d'effort avec plus d'observations sur l'effort est une piste à envisager.

La paramétrisation et la calibration du modèle opératoire et l'analyse de ses sorties ont permis entre autres de comprendre les dynamiques qu'il simule, ainsi que les différences avec les estimations du modèle spatialisé d'évaluation. Ces étapes étaient des pré-requis indispensables afin de pouvoir évaluer les performances de mesures de gestion avec le couplage des modèles opératoire et d'évaluation, présenté au chapitre suivant.

Chapitre 4

Évaluation de mesures de gestion de la pêche mixte demersale du golfe de Gascogne

1 Introduction

Ce chapitre présente la mise en place du couplage du modèle d'évaluation spatialisé du chapitre 2 et du modèle opératoire du chapitre 3 dans un cadre de MSE afin d'évaluer des mesures de gestion dans la pêche mixte demersale du golfe de Gascogne. Par conséquent, les mesures de gestion à évaluer s'appliquent au golfe de Gascogne, et sont modélisées dans un modèle opératoire se concentrant principalement sur le golfe de Gascogne, mais étendu à la mer Celtique et à la zone Nord ; modèle opératoire couplé à un modèle d'évaluation du stock de merlu Nord dans le golfe de Gascogne, la mer Celtique et la zone Nord (voir carte 1.3).

Un cadre de MSE, tel que représenté dans la figure 1.6, permet de mener l'évaluation de nombreux éléments d'une pêche (Holland, 2010) :

- Évaluer les performances de mesures de gestion vis-à-vis de différents objectifs de gestion, parfois antagonistes ; évaluer les risques liés à une mesure de gestion sur une pêche.
- Identifier des problèmes dans l'évaluation du stock via les différences entre estimations du modèle d'évaluation et simulations du modèle opératoire
- Évaluer la robustesse des mesures de gestion aux sources d'incertitudes sur la pêche
- Évaluer différentes incertitudes et leurs effets : par exemple des variations naturelles du système, comme sur le recrutement ; erreur lors de la collecte de données permettant d'observer la pêche ; incertitudes sur la mise en place et le respect d'une mesure de gestion d'implémentation. Une telle évaluation peut mener à identifier sur quelles sources d'incertitudes travailler en priorité, afin de les réduire

Cette étude se limite à l'évaluation de performances de mesures de gestion vis-à-vis d'objectifs de gestion, à travers l'évaluation de différents *scenarii* de gestion. Les mesures de

gestion visant le merlu Nord sont construites sur la base d'un modèle d'évaluation de stock, et d'une *Harvest Control Rule* (HCR) permettant de concevoir la mesure de gestion sur la base des estimations du modèle d'évaluation (approche "à partir d'un modèle" figure 1.6). Les mesures de gestion concernant la sole et la langoustine ne sont pas construites sur la base d'un modèle d'évaluation (approche "sans modèle" figure 1.6). Cette approche intermédiaire est conseillée, avant d'aller vers une MSE véritablement multispécifique (Holland, 2010). Le cadre de MSE de cette étude étant déterministe, les effets des sources d'incertitudes n'ont pas été évalués, tout comme la robustesse des mesures de gestion aux incertitudes, bien que ce soit une perspective envisagée.

Un cadre de MSE permet d'évaluer de nombreux types de mesures de gestion : multi-ou mono-spécifiques, spatialement explicites (Aires Marines Protégées par exemple), mesures techniques, TAC, quotas de pêche. Dans cette étude, il n'a été prévu d'évaluer qu'une seule mesure de gestion prenant en compte les dynamiques spatiales de la pêcherie : un TAC merlu Nord réparti entre golfe de Gascogne, mer Celtique et zone Nord en fonction de la répartition estimée de l'abondance de merlu dans ces zones par le modèle d'évaluation. Bien que cette mesure puisse être à l'origine de fortes variations de répartitions de TAC entre pays, jusqu'alors homogènes, compromettant une application effective, tester ses effets pourrait tout de même servir de base de discussion pour envisager des mesures de gestion basées sur les dynamiques des stocks de la pêcherie. D'autres mesures sont également envisagées : ce même TAC merlu Nord, réparti spatialement en fonction des proportions fixes actuellement utilisées, une gestion de la sole et de la langoustine par TAC, l'obligation de débarquement.

L'évaluation de différentes mesures de gestion se fait en général en évaluant leurs capacités à atteindre 3 types d'objectifs de gestion (ICES, 2013b, 2015) : exploiter durablement une pêcherie au sens de l'approche au RMD ; limiter les risques d'effondrement du stock ; garantir une stabilité temporelle dans les captures et les revenus. Plusieurs grandeurs d'intérêt permettent d'évaluer la capacité à atteindre ces objectifs (Punt, 2017; ICES, 2013b) : les captures en poids par mois, la variabilité de ces captures, la biomasse de géniteurs (SSB) par année, la mortalité par pêche globale chaque année (F), la probabilité que la SSB soit inférieure à un seuil prédéfini, le profit. Il est conseillé de ne conserver qu'un nombre limité de métriques pour l'évaluation de mesures de gestion (Punt *et al.*, 2016; Punt, 2017). Cette étude se limite aux objectifs "exploiter durablement une pêcherie au sens de l'approche au RMD" et "garantir une stabilité temporelle dans les captures et les revenus", traités avec la mortalité par pêche annuelle par stock, comparée à F_{MSY} , et la capture annuelle par stock. L'objectif est d'avoir pour chaque stock $F \leq F_{MSY}$ d'ici 2020, ainsi que de faibles variations inter-annuelles de captures, inférieures à un seuil de 20%. L'objectif "limiter les risques d'effondrement du stock" n'est pas traité ici, puisque de très nombreuses itérations sont requises dans un cadre stochastique pour être en capacité d'estimer un risque. En ce qui concerne l'objectif d'exploitation au sens du RMD, la SSB de chaque stock ne peut être comparée au point de référence B_{MSY} , non défini pour les stocks étudiés. À la place, une comparaison de la SSB au point de référence $MSY B_{trigger}$ est proposée lorsque ce point est défini, bien qu'atteindre une SSB supérieure à ce point de référence ne constitue pas un objectif de gestion.

Le couplage de modèles a été mis en place dans un cadre de MSE afin de répondre à plusieurs interrogations : quels sont les effets des mesures de gestion testées sur la pêcherie

Scenario	TAC merlu				TAC sole & TAC langoustine dès 2013 + LO sole dès 2016
	Période		Répartition spatiale TAC		
	Dès 2013	Dès 2018	Proportions fixes	Selon estimation répartition spatiale abondance	
1		X	X		
2	X		X		
3		X	X		X
4	X		X		X
5		X		X	
6	X			X	
7		X		X	X
8	X			X	X

TABLE 4.1 – *Scenarii* de gestion testés. LO = obligation de débarquement (*landing obligation*)

Stock	2013	2014	2015	2016	2017
Merlu Nord golfe de Gascogne	25970	30610	33977	40393	44808
Sole	4100	3800	3800	3420	3420
Langoustine	3900	3900	3900	3900	4160

TABLE 4.2 – Valeurs historiques de TAC appliqués pour les stocks de merlu Nord dans le golfe de Gascogne, de sole et de langoustine (tonnes) entre 2013 et 2017.

mixte démersale du golfe de Gascogne ? Permettent-elles d’atteindre les objectifs de gestion ? Le couplage de modèles permet-il l’évaluation de mesures de gestion spatialisées, si oui dans quelle mesure ? Quels éléments du cadre de MSE peuvent affecter les capacités à mener une évaluation de mesures de gestion ? Ce chapitre présente dans un premier temps les *scenarii* de gestion testés, ainsi que les règles de gestion intégrées au modèle opératoire, et le couplage entre modèles opératoire et d’évaluation, à travers une simulation de la collecte de données, et une HCR permettant de concevoir les TAC testés. Dans un deuxième temps, le couplage de modèles est exécuté, et les résultats sont discutés.

2 Description du couplage de modèles et de la gestion dans le modèle opératoire

2.1 *Scenarii* de gestion à évaluer

Plusieurs *scenarii* de gestion ont été conçus, afin de séparer les effets de mesures de gestion, et de tester 2 voies alternatives pour concevoir un TAC merlu. Ils sont résumés en table 4.1. Dans tous les *scenarii*, une taille minimale de débarquement est en place pour le merlu (27cm) et la langoustine (26mm longueur céphalothoracique). En ce qui concerne la sole, seuls les individus d’au moins 2 ans étant modélisés, il est supposé que tous les individus

font au moins la taille minimale de débarquement de la sole (24cm). Également, certaines mesures de gestion concernant le merlu sont modélisées dans tous les *scenarii* : obligation de débarquement du merlu dès 2016 (EU, 2016a,b,c), mise en place d'un TAC merlu à partir de 2018. Toutes ces règles constituent le scénario 1 (table 4.1).

L'ensemble des *scenarii* à TAC merlu dès 2018 (1, 3, 5 et 7) est comparé à des *scenarii* à TAC merlu dès 2013 (2, 4, 6 et 8). Sur la période 2013-2017, les valeurs historiques de TAC sont utilisées (voir table 4.2 (ICES, 2017)), et dans tous les cas, le TAC est conçu à partir de 2018 sur la base d'une HCR, nécessitant un couplage avec le modèle d'évaluation spatialisé de stock. Ces *scenarii* permettent de tester les effets de l'absence/présence d'une régulation des captures, notamment à partir de 2013. Dans tous les *scenarii*, il a été choisi de ne pas implémenter de TAC sur la période 2010-2012, pour tous les stocks. En effet, chaque année, le poids capturé total observé d'une année ne correspond pas nécessairement au TAC et peut légèrement le dépasser, comme c'est le cas pour le merlu. Il a donc été préféré de ne pas implémenter le TAC, afin de simuler des dynamiques d'exploitation plus réalistes en début de série temporelle, ce qui peut influencer sur le reste de la simulation.

Les 2 voies alternatives de conception du TAC merlu sont la voie actuelle, répartissant selon des proportions spatiales fixes une capture conseillée (*scenarii* 1, 2, 3 et 4), et une voie répartissant une capture conseillée selon la répartition spatiale de l'abondance estimée par le modèle spatialisé du couplage (*scenarii* 5, 6, 7 et 8), dès 2018 uniquement. Le but est de tester l'opérationnalité d'une répartition du TAC merlu selon une estimation de la répartition spatiale de l'abondance, ainsi que ses effets sur la pêche.

Enfin, des *scenarii* n'implémentent pas de mesures de gestion supplémentaires pour la sole et la langoustine (*scenarii* 1, 2, 5 et 6), d'autres si (*scenarii* 3, 4, 7 et 8). Le but est de séparer les effets de la gestion de la sole et de la langoustine des effets de la gestion au TAC du merlu. Ces mesures de gestion supplémentaires sont un TAC sole et un TAC langoustine à partir de 2013 (valeurs historiques sur 2013-2017 table 4.2 (ICES, 2017), et égal au TAC de 2017 pour 2018-2020), ainsi que la mise en place de l'obligation de débarquement pour la sole dès 2016 (EU, 2016b). Elle n'est pas implémentée pour la langoustine étant donné l'exemption à cette règle actuellement en vigueur pour ce stock.

2.2 Dynamique des règles de gestion dans le modèle opératoire

Les règles de gestion sont appliquées à chaque pas de temps mensuel, après les processus de capture dans le golfe de Gascogne (voir figure D.2). La réponse des pêcheurs modélisée (changements dans la dynamique d'exploitation) dépendant à la fois des TAC et de l'obligation de débarquement, la dynamique de ces règles de gestion est présentée conjointement.

En fonction de différentes conditions sur les règles de gestion, chaque métier est attribué à une catégorie (0, 1 ou 2, voir figure 4.1). L'allocation à ces catégories gouverne des réallocations d'effort de pêche, et la partition de la capture entre débarquements et rejets :

- Catégorie 0 : le métier est autorisé à capturer, pour tous les stocks
- Catégorie 1 : le métier n'est pas autorisé à débarquer les stocks pour lesquels le TAC est atteint, il peut uniquement les rejeter
- Catégorie 2 : le métier est interdit

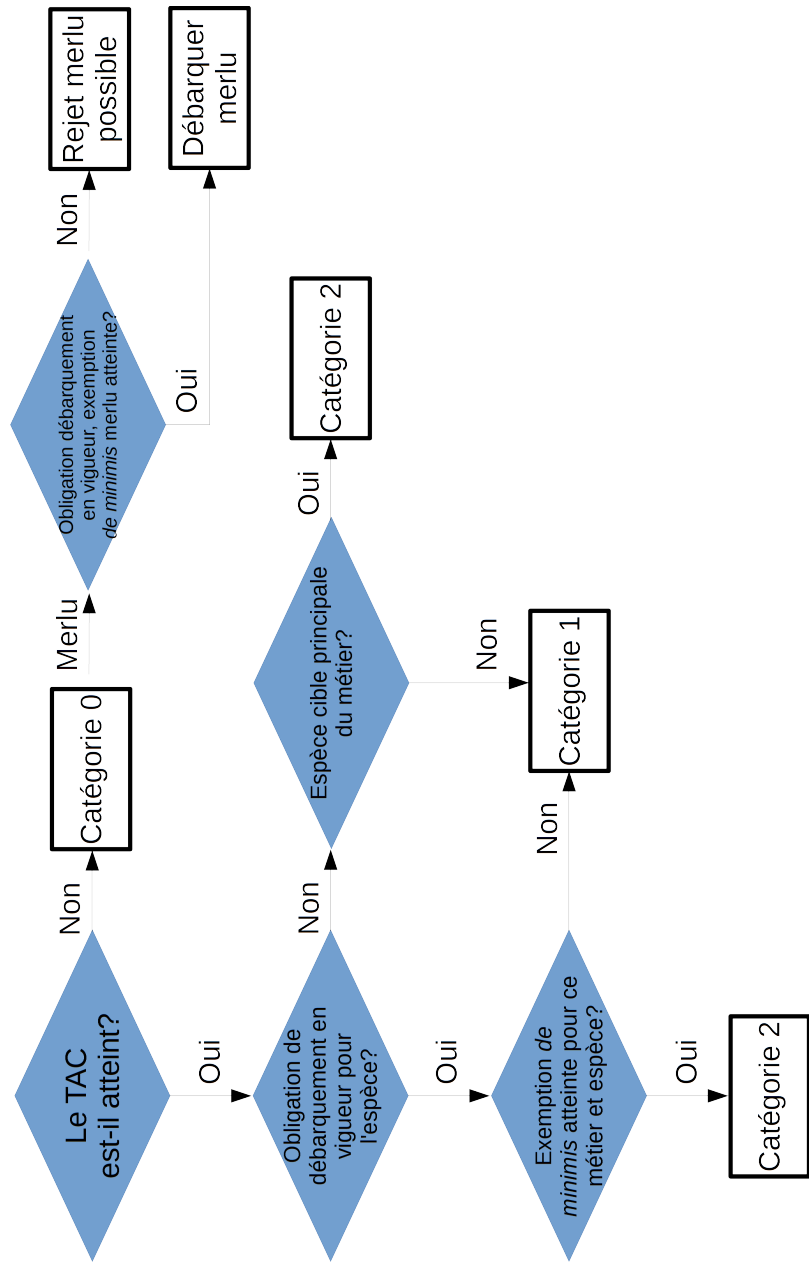


FIGURE 4.1 – Attribution de catégories aux métiers en fonction des règles de gestion pour une espèce; la branche “Merlu” ne s’applique qu’au merlu. Un métier peut se voir attribuer plusieurs catégories en fonction du stock : dans ce cas, sa catégorie est la catégorie maximale attribuée.

Au début de chaque pas de temps, il est vérifié si le TAC annuel d'un stock a été atteint. Si aucun TAC n'a été atteint, tous les métiers sont en catégorie 0, et peuvent capturer.

Si un TAC a été atteint, l'allocation aux différentes catégories de métiers dépend de l'obligation de débarquement et des espèces ciblées par le métier. Au début de la série temporelle (2010-2015), l'obligation de débarquement n'est pas en vigueur. Si le TAC a été atteint pour une de ses espèces cibles principales, le métier est interdit (catégorie 2), et son effort sera ré-alloué dans la mesure du possible à d'autres métiers. Sinon, le métier peut continuer à être pratiqué, bien qu'il doive rejeter l'intégralité de sa capture pour cette espèce (catégorie 1).

Dans le cas où un TAC est atteint et l'obligation de débarquement est en vigueur (à partir de 2016), l'allocation aux catégories dépend de conditions sur l'obligation de débarquement. Celle-ci s'applique pour le merlu et la sole avec des exemptions *de minimis*. Ces exemptions sont demandées sur la base de critères, comme la difficulté d'améliorer la sélectivité, ou le coup important du traitement de la capture non désirée. Elle a été obtenue pour certains métiers, qui peuvent alors continuer à rejeter une proportion prédéfinie de leur capture annuelle : pour le merlu, elle est de 7% pour tous les métiers ; pour la sole, elle est de 5% pour les métiers utilisant un chalut, et de 3% pour les métiers utilisant un filet.

Si pour un métier l'exemption *de minimis* n'est pas atteinte et que le TAC est atteint, il peut continuer à être pratiqué, mais doit rejeter sa capture pour les stocks dont le TAC est atteint (catégorie 1). Si, pour un stock, le TAC et l'exemption *de minimis* sont atteints, le métier est interdit (catégorie 2), et son effort est ré-alloué dans la mesure du possible à d'autres métiers.

Dans le cas où le TAC merlu n'est pas atteint, mais l'obligation de débarquement s'applique, une condition dépendante de l'exemption *de minimis* s'applique également. Si l'exemption *de minimis* merlu n'est pas atteinte, il peut continuer à rejeter du merlu. Sinon, il doit débarquer l'intégralité de sa capture de merlu. Cette règle n'est pas appliquée pour la sole, car il est supposé qu'elle ne peut pas être rejetée quand son TAC n'est pas atteint ; ni pour la langoustine, à laquelle l'obligation de débarquement ne s'applique pas.

Enfin, jusqu'en 2018 inclus, étant donné une exemption sur les langoustiniers pêchant du merlu et ne le ciblant pas, l'obligation de débarquement n'est pas appliquée au métier `Métier_Lang_Inter_C`, qui est un métier langoustinier ne ciblant pas principalement le merlu.

L'effort des métiers en catégorie 2 est ensuite ré-alloué à d'autres métiers, dans l'ordre suivant :

- aux métiers de la même stratégie utilisant le même engin, et qui ne sont pas eux-même interdits
- si les métiers précédents n'existent pas, aux métiers de la même flottille de la stratégie, qui sont normalement pratiqués par cette stratégie à ce pas de temps (proportion non nulle dans la table D.2)
- si les métiers précédents n'existent pas, aux métiers de la même flottille de la stratégie, qui ne sont normalement pas pratiqués par cette stratégie à ce pas de temps (proportion nulle dans la table D.2)
- si les métiers précédents n'existent pas, l'effort n'est pas ré-alloué, mais l'effort du métier interdit sera tout de même nul à ce pas de temps.

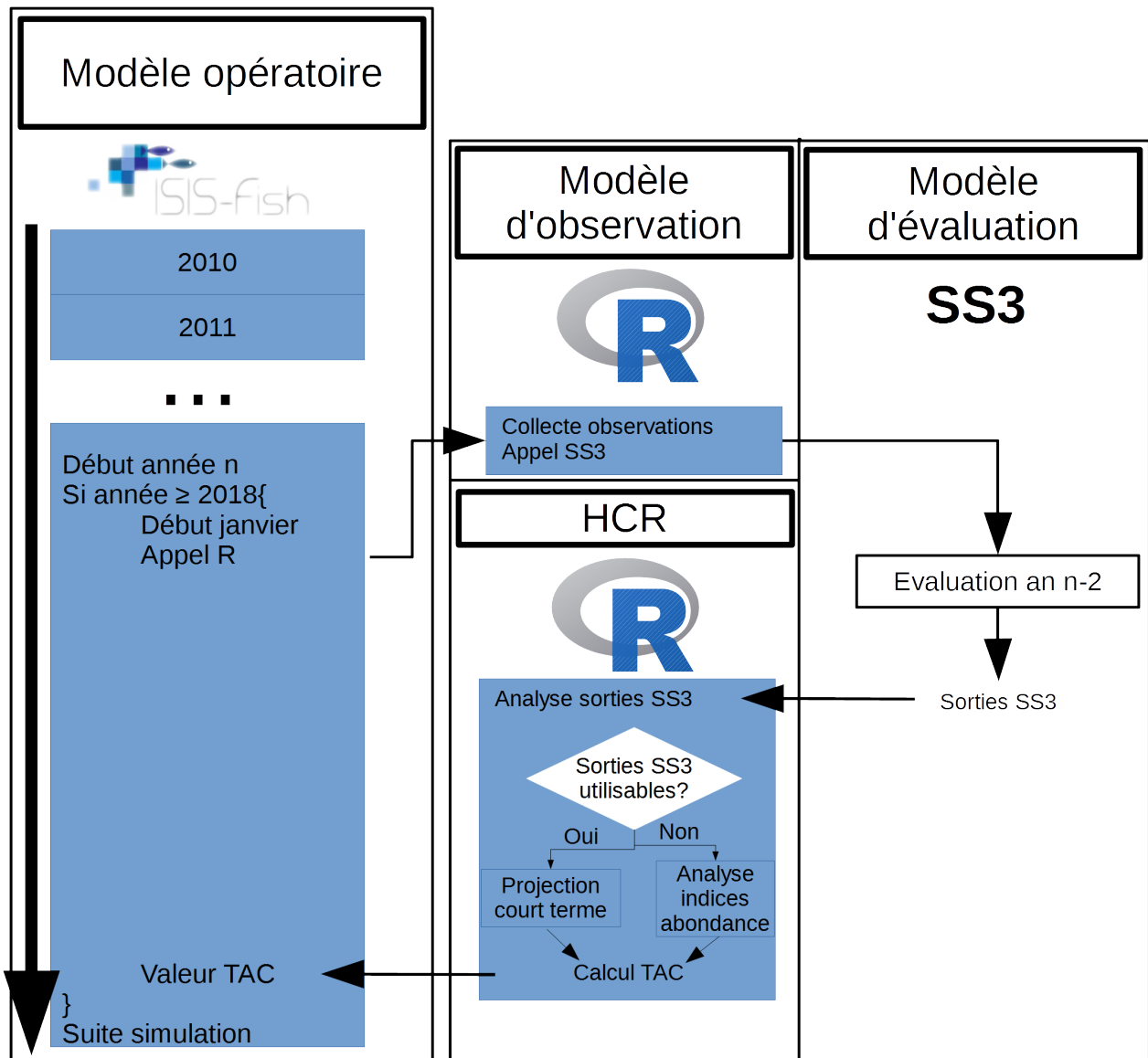


FIGURE 4.2 – Illustration du couplage entre modèle opératoire et modèle d'évaluation spatialisé

2.3 Couplage des modèles opératoire et d'évaluation dans un cadre de MSE - HCR merlu

Pour établir le TAC du merlu à partir de 2018, un couplage de modèles est mis en place et illustré figure 4.2. Ce couplage a lieu à chaque mois de janvier d'une année simulée. Le principe est d'imiter une évaluation effectuée pendant l'année $n-1$, sur la base d'observations récoltées jusqu'à l'année $n-2$, pour estimer un TAC à appliquer pendant l'année n . La communication entre les modèles opératoire et d'évaluation est assurée via des scripts R (R Core Team, 2018). À partir de 2018, au début de chaque année, la collecte d'un ensemble d'observations issues de la simulation du modèle opératoire est simulée. Cette étape correspond au modèle

d’observation de la figure 1.6. Ces observations sont mises en forme dans les fichiers fournis en entrée du modèle d’évaluation spatialisé. Ce dernier est exécuté (modèle d’évaluation de stock figure 1.6), et ses sorties sont analysées. En fonction des propriétés de la procédure d’estimation du modèle d’évaluation, les sorties sont jugées utilisables ou non. Si elles peuvent être utilisées (approche “à partir d’un modèle” figure 1.6), une projection à court-terme sur la base des estimations du modèle d’évaluation est effectuée sur 2 ans pour estimer une capture conseillée. Sinon (approche “sans modèle” figure 1.6), ce calcul se base uniquement sur les variations des indices d’abondance récoltés précédemment. Ces modalités de calcul de la capture conseillée constituent le modèle de règle de gestion figure 1.6. Les négociations entre l’avis (capture conseillée) et le TAC sont ignorées : la capture conseillée est le TAC (modèle de décision figure 1.6 ignoré). La valeur de TAC est ensuite renvoyée au modèle opératoire, qui l’utilise dans le reste de l’année dans la simulation.

2.3. 1 Simulation de la collecte d’observations

Les observations d’intérêt sont les débarquements, rejets en poids et leur composition en taille par super-métier, ainsi que les estimations d’indices d’abondance et leur composition en taille par campagne, le tout par trimestre, jusqu’à l’année $n - 2$. Les observations de 1978 à 2012 inclus ne sont pas issues des simulations du modèle opératoire, mais reprises du jeu d’observations fournies au modèle d’évaluation chapitre 2. La simulation de la collecte à partir du modèle opératoire débute en 2013. Ceci permet de limiter les différences dans les observations auxquelles s’ajustent le modèle d’évaluation hors cadre MSE du chapitre 2, et celui utilisé dans le cadre de MSE, et de mieux comprendre les éventuelles différences dans leurs estimations.

Les débarquements, rejets en poids et leur composition en taille sont repris des simulations du modèle opératoire. Avant de les mettre en forme pour le modèle d’évaluation, les rejets des super-métiers `LONGLINEGILLNET_BOB` et `TRAWL_FISH_BOB_E` sont retirés de la capture observée, puisque ces observations ne sont pas utilisées pour ajuster le modèle d’évaluation de stock. Mis à part cette hypothèse, seule une agrégation par super-métier est à effectuer.

L’estimation des indices d’abondance requiert l’abondance simulée dans le modèle opératoire, et des valeurs de sélectivité et de capturabilité pour chaque campagne, estimées par le modèle spatialisé d’évaluation (hors cadre de MSE ; chapitre 2) :

$$I_{surv} = \sum_{l \in L} N_{l,t,z} * Sel_{l,surv} * Q_{surv} \quad (4.1)$$

avec I_{surv} l’indice d’abondance de la campagne $surv$, $N_{l,t,z}$ l’abondance à la classe de taille l dans la zone z et au pas de temps t où a lieu la campagne $surv$; $Sel_{l,surv}$ et Q_{surv} respectivement les sélectivités en taille et capturabilité estimées par le modèle d’évaluation de stock spatialisé.

Les hypothèses de pondération des observations sont similaires à celles qui avaient été faites pour le jeu d’observations du modèle d’évaluation spatialisé du chapitre 2¹. On accorde

1. Dans Stock Synthesis, taille d’échantillonnage à 125 pour les compositions en taille des campagnes et débarquements, 80 pour les rejets des langoustiniers, 50 pour les autres rejets ; CV sur log-valeurs : débarquements : 0.1 ; rejets : 0.5 ; EVHOE : 0.15 ; PORCUPINE : 0.1 ; IGFS : 0.15 ; SWC : 1.75 ; NS : 1.3.

donc le même niveau de confiance aux vraies observations et à celles issues de la simulation de la collecte d'observations.

2.3. 2 Exécution du modèle d'évaluation

Suite à la simulation de la collecte d'observations, le modèle d'évaluation est exécuté et ses sorties analysées. Comme au chapitre 2, il est vérifié que la procédure d'estimation a abouti à une convergence globale, en dehors des bornes de l'espace de paramétrisation, et que le modèle est identifiable. Si tous ces critères sont remplis, les estimations sont utilisées pour réaliser à une projection à court-terme estimant un TAC (sous-partie 2.3. 3 ci-après). Sinon, si un des critères n'est pas rempli, les estimations ne sont pas jugées utilisables, et le TAC est calculé sur la base de variations inter-annuelles d'indices d'abondance (sous-partie 2.3. 4 ci-après).

2.3. 3 Projection à court terme

La projection se déroule hors du modèle d'évaluation de stock, mais reprend les estimations d'abondance du modèle d'évaluation au dernier pas de temps (fin de l'année $n - 2$), et simule des dynamiques de population similaires. Pendant la projection une mortalité par pêche F "statu quo" est appliquée pendant un an, puis une proportion du F statu quo l'année suivante. Le F statu quo est un F moyen des 3 dernières années du modèle d'évaluation ($n - 4$ à $n - 2$). Il y a autant de projections que de proportions de F statu quo. L'objectif étant de déterminer un TAC permettant d'atteindre F_{MSY} , on recherche la proportion de F statu quo permettant d'obtenir une mortalité par pêche globale² inférieure à F_{MSY} , mais la plus proche possible de cette valeur. La capture simulée pour cette proportion pour l'année n est le TAC.

2. F statu quo est une mortalité par pêche par saison, saison de recrutement, classe d'âge et zone, alors que F_{MSY} est une mortalité par pêche globale, à l'échelle du stock sur une année. La mortalité par pêche globale ne peut pas être prédite en amont de la projection sur la base des F statu quo, qui s'appliquent à une échelle plus fine. Par conséquent, il est nécessaire de réaliser plusieurs projections, en utilisant différentes proportions de F statu quo, pour en déduire après projections quelle proportion de F statu quo permet de se rapprocher de F_{MSY} à une échelle globale.

Calculs avant la projection Avant de lancer la projection, F statu quo et un recrutement fixe sont calculés. Calcul de F statu quo par saison s , morph³ m , âge a et zone z $F_{s,m,a,z}$:

$$\begin{aligned}
F_{fl,y,z,s,l} &= F_{fl,y,z,s}^{ap} * Sel_{y,fl,l} \\
F_{fl,y,z,s} &= \sum_{l \in [15;80]} F_{fl,y,z,s,l} * \frac{Len_l}{\sum_{l \in [15;80]} Len_l} \\
F_{fl,z,s} &= \frac{\sum_{y \in [n-4;n-2]} F_{fl,y,z,s}}{3} \\
F_{fl,z,s}^{ap} &= \frac{F_{fl,z,s}}{\sum_{l \in [15;80]} \frac{Sel_{fl,l} * Len_l}{\sum_{l \in [15;80]} Len_l}} \\
F_{s,m,a,z} &= \sum_{fl \in FL} F_{fl,z,s}^{ap} * Sel_{s,fl,a,m}
\end{aligned} \tag{4.2}$$

avec $F_{fl,y,z,s}^{ap}$ la valeur de F apical (ou intensité de pêche ; estimation modèle d'évaluation) pour le métier fl , l'année y , la zone z et la saison s estimée par le modèle d'évaluation spatialisé ; $Sel_{y,fl,l}$ la sélectivité en taille (estimation modèle d'évaluation) pour l'année y , le métier fl et la classe de taille l ; Len_l la différence entre les tailles maximale et minimale de la classe de taille l ; $Sel_{s,fl,a,m}$ la sélectivité à l'âge a et au morph m à la saison s pour le métier fl (estimation modèle d'évaluation) ; n l'année.

Calcul recrutement fixe : il est fait l'hypothèse que le recrutement $R_{s,z}$ par saison s et zone z est identique chaque année. Il est calculé comme étant la moyenne géométrique sur la série temporelle du modèle d'évaluation sans les 2 dernières années, par zone, auquel on applique une proportion moyenne saisonnière p_s et une proportion moyenne spatiale p_z :

$$\begin{aligned}
R_{s,z} &= R_{gm} * p_s * p_z \\
R_{gm} &= e^{\frac{\sum_{y \in Y} \ln(R_y)}{N_{years}}} \\
p_s &= \frac{e^{\frac{\sum_{y \in Y} \ln(R_{y,s})}{N_{years}}}}{\sum_{s \in S} e^{\frac{\sum_{y \in Y} \ln(R_{y,s})}{N_{years}}}} \\
p_z &= \frac{e^{\frac{\sum_{y \in Y} \ln(R_{y,z})}{N_{years}}}}{\sum_{z \in Z} e^{\frac{\sum_{y \in Y} \ln(R_{y,z})}{N_{years}}}}
\end{aligned} \tag{4.3}$$

avec Y l'ensemble des années de la série temporelle du modèle d'évaluation (sans les 2 dernières années), N_{years} le nombre d'années dans Y ; $R_{y,s}$ le recrutement estimé pour la saison s

3. Terme spécifique à Stock Synthesis. Dans le cas du modèle d'évaluation spatialisé, le morph est une cohorte saisonnière, et représente la saison de recrutement.

à l'année y par le modèle d'évaluation de stock ; S l'ensemble des saisons ; $R_{y,z}$ le recrutement estimé pour la zone z à l'année y par le modèle d'évaluation de stock ; Z l'ensemble des zones.

Les hypothèses de migration et de compositions en taille pour chaque combinaison âge*morph*saison sont identiques à celles du modèle spatialisé d'évaluation de stock.

Déroulement de la projection Sur la base des valeurs calculées précédemment et des estimations de modèle d'évaluation spatialisé, des processus de dynamique de population (mortalités, migration, recrutement) sont appliqués au stock de merlu sur 2 ans : une première année $n - 1$ dite "intermédiaire" ($F = F$ statu quo), et une deuxième année n ($F =$ une proportion de F statu quo). À la fin de la projection, la proportion de F statu quo permettant de se rapprocher au plus de F_{MSY} en lui étant inférieure est identifiée, et une capture conseillée (ou TAC) est déduite. La suite de cette sous-partie détaille les équations de la projection.

Pour chaque année, au premier pas de temps trimestriel de l'année (pas de temps t), l'abondance est égale à l'abondance estimée à la fin du pas de temps $t - 1$ (fin de la série temporelle du modèle d'évaluation de stock si c'est la première année de projection), sauf pour la classe d'âge 0, qui est égale au recrutement :

$$N_{t,m,a,z} = \begin{cases} R_{m,z} , a = 0 \\ N_{t-1,m,a-1,z} , a \neq 0, a \neq A_{max} \\ N_{t-1,m,a-1,z} + N_{t-1,m,a,z} , a = A_{max} \end{cases} \quad (4.4)$$

avec $N_{t,m,a,z}$ l'abondance au pas de temps t pour le morph m à l'âge a dans la zone z , A_{max} la classe d'âge maximale ("classe +") ; $R_{m,z}$ s'écrit également $R_{s,z}$.

Puis pour chaque pas de temps d'une année, le nombre de survivants au pas de temps suivant est calculé et des migrations peuvent avoir lieu :

$$N_{t+1-\epsilon,m,a,z} = N_{t,m,a,z} * e^{-\frac{M+K*F_{s,m,a,z}}{4}} \quad (4.5)$$

avec ϵ un très bref intervalle de temps, M la mortalité naturelle annuelle, K un coefficient appliqué à la mortalité par pêche ($K=1$ la première année de projection, varie entre 0 et 2 avec un pas de 0.1 sinon).

Parmi les survivants peut avoir lieu une migration, selon les mêmes hypothèses que dans le modèle d'évaluation de stock (de la zone Nord vers la mer Celtique en fin de saison 3) :

$$\begin{aligned} N_{t+1,m,a,mC} &= N_{t+1-\epsilon,m,a,mC} + Mig_{a,m} * N_{t+1-\epsilon,m,a,zN} \\ N_{t+1,m,a,zN} &= N_{t+1-\epsilon,m,a,zN} - Mig_{a,m} * N_{t+1-\epsilon,m,a,zN} \end{aligned} \quad (4.6)$$

avec mC la mer Celtique, zN la zone Nord, $Mig_{a,m}$ la proportion de migrants à l'âge a et au morph m

Si à cette saison, des zones z ne sont pas concernées par des migrations, alors :

$$N_{t+1,m,a,z} = N_{t+1-\epsilon,m,a,z} \quad (4.7)$$

À chaque pas de temps t , la capture en nombre est calculée ainsi :

$$C_{t,m,a,z} = N_{t,m,a,z} * (1 - e^{-\frac{K * F_{s,m,a,z}}{M + K * F_{s,m,a,z}}}) \quad (4.8)$$

On en déduit une capture en poids :

$$C_{t,z} = \sum_{a \in A, m \in M} (N_{t,m,a,z} * \sum_{l \in L} w_l * p_{l,a,m}) \quad (4.9)$$

avec A l'ensemble des classes d'âge, M l'ensemble des morphs, L l'ensemble des classes de taille, w_l le poids moyen à la taille l déduit de l'équation (3.2), $p_{l,a,m}$ la proportion moyenne d'individus de taille l à l'âge a du morph m . On en déduit une capture pour l'année n C_n :

$$C_n = \sum_{t \in n, z \in Z} C_{t,z} \quad (4.10)$$

avec Z l'ensemble des zones. Pour chaque valeur de K , on calcule la moratilité par pêche globale à l'année n :

$$F_n = -\ln\left(\frac{\sum_{a=1}^4 N_{a+1,n+1}}{\sum_{a=1}^4 N_{a,n}}\right) - 0.4 \quad (4.11)$$

avec $N_{a,n}$ l'abondance au début de l'année n pour la calsse d'âge a toutes zoners confondues ; 0.4 la mortalité naturelle. La valeur de K pour laquelle F_n est la plus proche de F_{MSY} tout en lui étant inférieure est retenue, la valeur de C_n lui correspondant est retenue comme le TAC.

2.3. 4 Analyse d'indices d'abondance

L'analyse d'indices d'abondance proposée ici est reprise de la méthode d'estimation d'une capture conseillée pour les stocks CIEM de catégorie 3, c'est-à-dire les stocks pour lesquels des indices d'abondance sont connus, mais l'évaluation quantitative de leur état n'est pas possible (ICES, 2012). Le principe est de comparer les valeurs d'indices d'abondance des 2 dernières années ($n-3$ à $n-2$) à des indices d'abondances des 3 années les précédant ($n-6$ à $n-4$) afin de dégager une tendance dans les indices. Cette tendance est appliquée à la capture conseillée à l'année $n-2$ C_{n-2} , afin d'en déduire une capture à conseillée pour l'année n C_n :

$$C_n = C_{n-2} \frac{\sum_{i=n-3}^{n-2} \frac{I_i}{2}}{\sum_{i=n-6}^{n-4} \frac{I_i}{3}} \quad (4.12)$$

avec I_i l'indice d'abondance à l'année i .

Zone \ Saison	1	2	3	4
golfe de Gascogne				EVHOE_BOB
mer Celtique			PORCUPINE	IGFS, EVHOE_CS
zone Nord	NS-IBTS		NS-IBTS	SWC-IBTS

TABLE 4.3 – Disponibilité des indices d’abondance par saison et zone

Dans le cas du merlu Nord, plusieurs indices d’abondance couvrant des zones et des saisons différentes sont disponibles. Afin de calculer une capture conseillée reflétant les variations d’abondance du stock, on souhaite se baser sur la même photographie annuelle du stock partout où il peut être présent à un moment donné. Dans le tableau 4.3, on constate que des indices d’abondance couvrant les 3 principales zones du stock sont disponibles à la saison 4 (EVHOE_BOB, EVHOE_CS, IGFS et SWC-IBTS) : seuls ceux-ci sont donc retenus. On calcule ainsi une capture $C_{n,z}$ par zone avec l’équation suivante pour le golfe de Gascogne (EVHOE_BOB) et la zone Nord (SWC-IBTS) :

$$C_{n,z} = p_z * C_{n-2} \frac{\sum_{i=n-3}^{n-2} \frac{I_i}{2}}{\sum_{i=n-6}^{n-4} \frac{I_i}{3}} \quad (4.13)$$

, avec p_z une proportion du TAC allouée à la zone (golfe de Gascogne 0.375 ; mer Celtique 0.349 ; zone Nord 0.276). Pour la mer Celtique, on applique la formule précédente pour chaque indice d’abondance pour obtenir une capture conseillée par indice i $C_{n,z,i}$, qui sont ensuite moyennés :

$$C_{n,z} = p_z * \frac{C_{n,z,EVHOE_CS} + C_{n,z,IGFS}}{2} \quad (4.14)$$

La capture conseillée est la somme des captures conseillées par région :

$$C_n = \sum_z C_{n,z} \quad (4.15)$$

3 Résultats

3.1 Mise en œuvre du couplage des modèles

Pour chaque scénario de gestion, il n’a pas été possible d’ajuster le modèle d’évaluation : sa procédure d’estimation n’a soit pas convergé (aucune estimation disponible), soit a convergé sur les bornes de l’espace de paramétrisation. Les estimations du modèle spatialisé n’ont donc pas pu être utilisées pour établir des TAC pour le merlu. Au lieu de l’approche “à partir d’un modèle”, l’approche “sans modèle” de la figure 1.6 a été utilisée pour le merlu. Cela signifie également que les *scenarii* 5 à 8 n’ont pas pu être simulés : en effet, dans ces *scenarii*, le TAC est réparti spatialement en fonction de la répartition spatiale de l’abondance estimée par le modèle d’évaluation de stock, qui n’a pas pu être estimée. Par conséquent, seuls

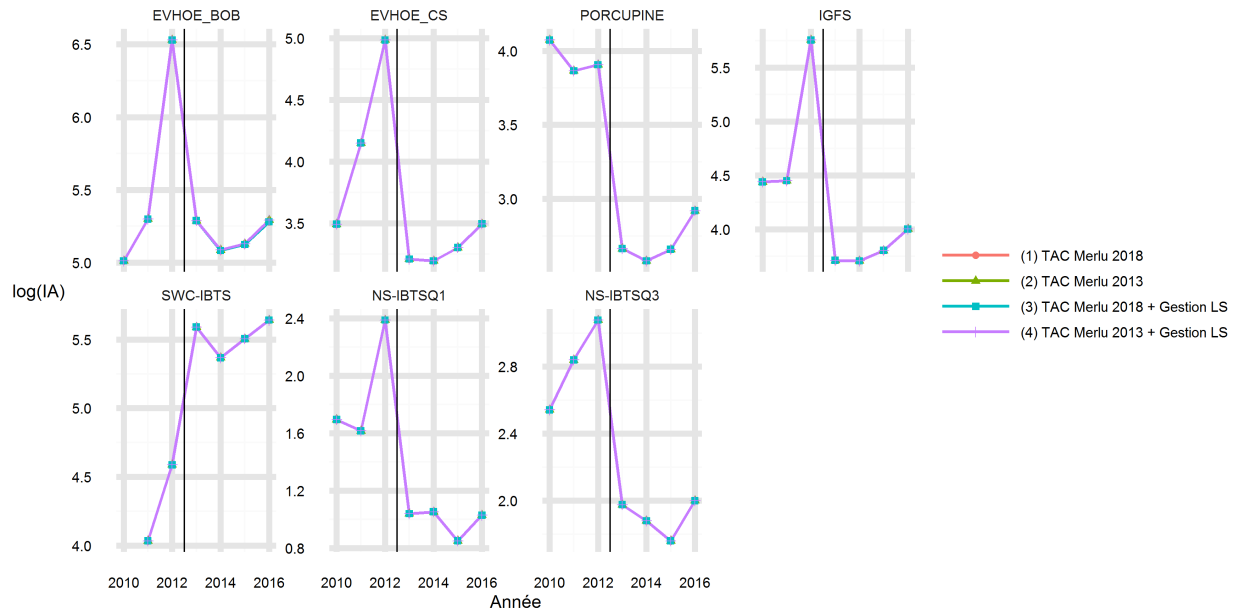


FIGURE 4.3 – log-indices d’abondance de 2000 à 2016, par campagne (cadran), année et scénario de gestion (couleur-style de point). Les campagnes du golfe de Gascogne (EVHOE_BOB) et de la mer Celtique sont sur la première ligne, celles de la zone Nord sur la deuxième. Les indices de 2013 à 2016 sont issus des simulations du modèle opératoire (marqué par la barre verticale).

les *scenarii* 1 à 4 seront analysés.

Cette incapacité à utiliser le modèle d’évaluation est liée à des propriétés des modèles opératoire et d’évaluation soulevées dans les chapitres précédents : sensibilité de la procédure d’estimation du modèle d’évaluation au point initial, différences entre estimations du modèle d’évaluation et simulation du modèle opératoire. La figure 4.3 représente à partir de 2010 les log-indices d’abondance pour chaque campagne (cadran) auxquelles le modèle d’évaluation devait s’ajuster pour chaque scénario de gestion (couleur - style de point). Ils sont identiques pour tous les *scenarii* sur 2010-2012, car non issus des simulations du modèle opératoire sur cette période. Étant donné la conception de chaque scénario, les dynamiques de population, exploitation et gestion en mer Celtique et zone Nord sont identiques entre *scenarii* sur 2010-2016 : par conséquent, les indices d’abondance de ces zones le sont également (EVHOE_CS, PORCUPINE, IGFS, SWC-IBTS, NS-IBTSQ1, NS-IBTSQ3). Dès 2013, les indices d’abondance sont estimés sur la base des simulations du modèle opératoire : les seules différences d’estimation se font donc sur l’indice EVHOE_BOB dès 2013, mais sont extrêmement faibles.

Pour toutes les campagnes, on constate une rupture dans la série temporelle dès 2013, avec des valeurs qui sont brusquement plus ou moins élevées, et la disparition des fortes variations inter-annuelles typiques des indices d’abondance. Ces changements dans la série temporelle complexifient l’estimation de paramètres par la procédure d’estimation du modèle d’évaluation. Ils sont directement liés à la structure en taille du stock simulée dans le modèle opératoire, qui est différente de celle simulée par le modèle d’évaluation. Ceci est dû

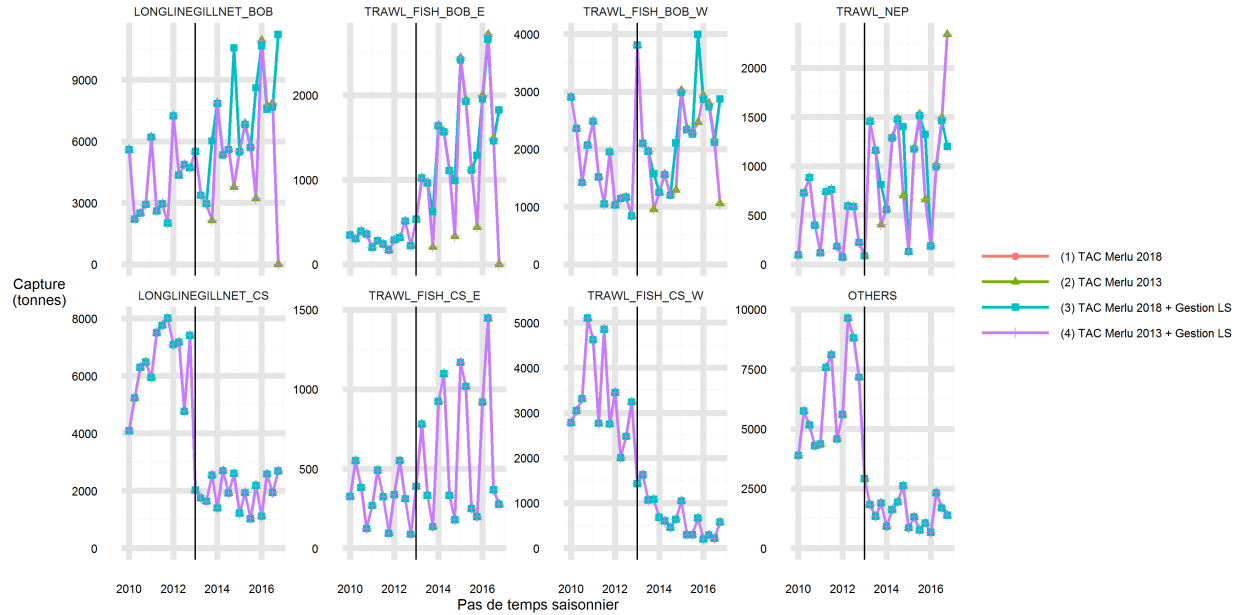


FIGURE 4.4 – Capture totale en poids de 2010 à 2016, par métier du modèle d’évaluation (cadran), pas de temps saisonnier et scénario de gestion (couleur-style de point). Les métiers du golfe de Gascogne sont sur la première ligne, ceux de mer Celtique et de la zone Nord sur la deuxième. Les captures de 2013 à 2016 sont issues des simulations du modèle opératoire (marqué par la barre verticale).

non seulement aux différences de structure de population pour chaque modèle (taille pour le modèle opératoire ; âge pour le modèle d’évaluation), mais aussi aux hypothèses sur la dynamique de population (sensibilité à la modélisation de la croissance et du recrutement), comme vu au chapitre 3.

La figure 4.4 représente les captures auxquelles le modèle d’évaluation devait s’ajuster, pour chaque métier (cadran) du modèle d’évaluation et scénario (trait - style de point). Les captures sont identiques jusqu’en 2012, puis générées à partir des simulations du modèle opératoire dès 2013 (marqué par la barre verticale). Les hypothèses du modèle opératoire en mer Celtique et en zone Nord étant identiques pour chaque scénario sur 2010-2016, les captures en mer Celtique et en zone Nord le sont également : les seules différences observables entre *scenarii* le sont donc sur les métiers golfe de Gascogne dès 2013.

Pour tous les *scenarii*, on remarque une rupture dans la série temporelle dès 2013 en mer Celtique et zone Nord, directement liée au forçage d’un jeu d’observations de capture dans le modèle opératoire, comme commenté au chapitre précédent. Cette rupture dans la série temporelle est source de difficultés lors de l’estimation de paramètres avec la procédure d’estimation du modèle d’évaluation.

Dans le golfe de Gascogne, la capture simulée des *scenarii* pour lesquels un TAC merlu est implémenté dès 2013 (2 et 4) peut être plus faible pour certains trimestres que pour les *scenarii* sans TAC avant 2018 (1 et 3), voire chuter à 0 fin 2016. Cette capture plus faible ou nulle est due au fait que certains métiers ne peuvent plus être pratiqués quand le TAC merlu

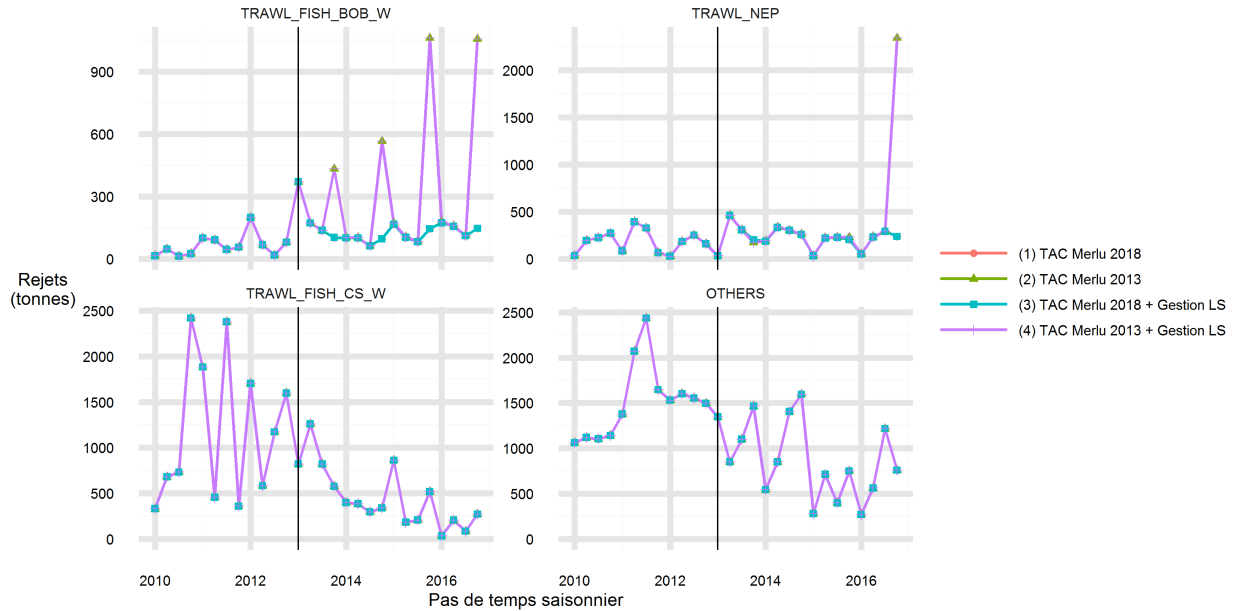


FIGURE 4.5 – Rejets en poids de 2010 à 2016, par métier du modèle d'évaluation (cadran), pas de temps saisonnier et scénario de gestion (couleur-style de point). Les métiers du golfe de Gascogne sont sur la première ligne, ceux de mer Celtique et de la zone Nord sur la deuxième. Les rejets de 2013 à 2016 sont issus des simulations du modèle opératoire (marqué par la barre verticale).

est atteint (interdiction de métier), générant une capture plus faible ou pas de capture. En plus de ceci, les rejets (représentés en figure 4.5) connaissent de fortes variations, notamment pour TRAWL_FISH_BOB_W. Ceci est directement lié à l'hypothèse de rejet systématique lorsque le TAC est atteint par les métiers dont le merlu n'est pas l'espèce principale, et à la non-anticipation de l'épuisement d'un TAC dans le comportement des pêcheurs implémenté dans ISIS-Fish. Ces fortes variations de fractions rejetée et débarquée rendent difficile l'estimation des paramètres des fonctions de rétentions des métiers golfe de Gascogne utilisées dans le modèle d'évaluation. En ce qui concerne l'ensemble des métiers golfe de Gascogne, les trop fortes variations de débarquements empêchent également la convergence de la procédure d'estimation du modèle d'évaluation.

On note également au dernier trimestre 2016 une capture et des rejets extrêmement forts de merlu pour les langoustiniers du golfe de Gascogne pour les *scenarii* à TAC merlu dès 2013 (2 et 4), liés à exemption à l'obligation de débarquement du merlu pour un métier langoustinier jusqu'en 2018 inclus. Du fait de cette exemption, ce métier est pratiqué lorsque le TAC merlu est atteint, et se voit ré-allouer l'effort de nombreux métiers interdits, et n'est autorisé qu'à rejeter le merlu. Dans le cas de ce scénario, cette brusque variation de capture et de rejet est également problématique pour la procédure d'estimation du modèle d'évaluation.

Enfin, comme mis en évidence au chapitre 2, l'estimation des paramètres du modèle d'évaluation spatialisé était complexe, étant donné qu'elle devait estimer un grand nombre de paramètres, comparé aux informations contenues dans les observations, que sont parfois

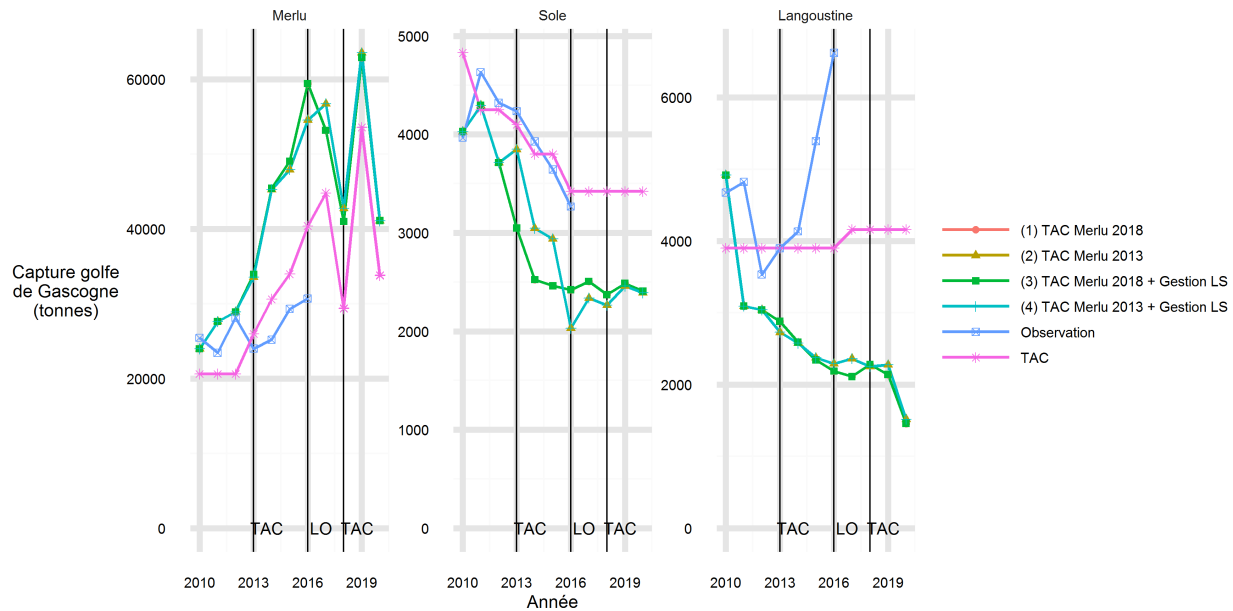


FIGURE 4.6 – Capture totale simulée par le modèle opératoire par stock (cadran) dans le golfe de Gascogne, par scénario de gestion (couleur - style de point) par année. Les observations sont indiquées en carré - bleu, les TAC sont indiqués en étoile - violet. Les TAC sont calculés par approche “sans modèle” après 2018 pour le merlu. Les barres verticales marquent l’application du TAC merlu dès 2013, de l’obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.

peu fiables (rejets) ou manquantes (migrations) ; et sensible au point initial. Le modèle d’évaluation aurait donc pu ne pas être ajusté, ou difficilement, même sur la base de simulations du modèle opératoire ne causant pas de ruptures dans la série temporelle d’observations fournies à la procédure d’estimation.

3.2 Évaluation des *scenarii* 1 à 4

La figure 4.6 représente la capture totale en poids par stock (cadran) dans le golfe de Gascogne (les captures en mer Celtique et zone Nord de merlu ne sont pas prises en compte), par année. En ce qui concerne le TAC, la série historique est représentée, de 2010 à 2017. Dès 2018, il ne s’agit plus d’une série historique pour le merlu, mais des estimations tirées de l’approche “sans modèle”. Les *scenarii* étant identiques entre 2010 et 2012, les premières différences entre eux ne peuvent se faire qu’à partir de 2013.

Dans un premier temps, on constate des dépassements du TAC merlu, dans les observations jusqu’en 2012, et dans les simulations. Ces dépassements sont moins forts dans les simulations dès 2019. Ils sont possibles, dans la mesure où la capture totale annuelle ne correspond pas nécessairement au TAC en vigueur, et dans la mesure où dans les simulations, lorsque le TAC merlu est atteint, des métiers capturant du merlu peuvent être pratiqués, sachant qu’ils rejettent toute leur capture de merlu. Les dépassements de TAC plus faibles à partir de 2019 correspondent à l’application de l’obligation de débarquement pour tous les

métiers pour le merlu, avec la fin de l'exemption à cette obligation pour un métier langoustinier.

Dans un second temps, on constate, pour les captures annuelles des 3 stocks, des écarts aux observations importants, avec une forte sur-estimation de la capture du merlu sur 2013-2016, et une forte sous-estimation des captures de sole et langoustine sur 2011-2016. Elles sont dues à une mauvaise formulation de la dynamique inter-annuelle d'effort pour les 3 stocks, comme indiqué au chapitre 3. Par conséquent, tous les effets des mesures de gestion sur la pêcherie qui sont détectés ici ne peuvent être qu'illustratifs des potentiels effets des *scenarii* testés dans une pêcherie mixte. Enfin, il est également observé que toutes les captures annuelles de sole et de langoustine sont systématiquement inférieures au TAC après 2012, lorsqu'il est en application pour les *scenarii* 3 et 4. Par conséquent, simuler un TAC pour la sole et la langoustine n'apporte aucune contrainte supplémentaire dans ces simulations, et il n'est pas possible d'évaluer leurs potentiels effets sur la pêcherie. Les *scenarii* 1 et 3 sont donc identiques, de même pour les *scenarii* 2 et 4.

On constate que dès 2013, les *scenarii* 1 et 3, sans TAC merlu avant 2018, simulent des captures plus faibles pour la sole que les autres : on détecte une interaction entre la gestion du merlu Nord, et le stock de sole. Il semble que moins la gestion du merlu est contraignante, plus de sole est capturée. Ce phénomène peut être lié à un report d'effort, qui est une réaction des pêcheurs implémentée en réponse au TAC dans les hypothèses⁴. Dès la mise en place de l'obligation de débarquement en 2016, pour les *scenarii* simulant un TAC merlu dès 2013 (2 et 4), la capture de sole chute brusquement : la mise en place de l'obligation de débarquement a pu générer des reports d'efforts défavorables à la pêcherie sole lorsqu'un TAC merlu est en place. En parallèle, dès 2016, la capture de langoustine est légèrement plus élevée pour les *scenarii* à TAC merlu dès 2013, indiquant que des reports d'effort auraient également pu se faire vers des métiers capturant principalement de la langoustine.

Enfin, on remarque pour tous les *scenarii* de fortes variations inter-annuelles de captures, pour tous les stocks : la capture simulée de merlu augmente fortement entre 2012 et 2016, puis dès 2016 montre de fortes variations inter-annuelles : par exemple, la capture de merlu simulée augmente d'environ 50% entre 2018 et 2019. Pour la sole, une forte baisse des captures simulées a lieu entre 2011 et 2016. En ce qui concerne la langoustine, une forte baisse des captures entre 2010 et 2011 est simulée. Ces variations compromettent la stabilité économique de la pêcherie, seules les captures de sole semblant se stabiliser autour de 2500 tonnes en fin de série temporelle : l'objectif "garantir une stabilité temporelle dans les captures et les revenus", mesuré avec les variations inter-annuelles de captures, n'est donc pas considéré comme atteint.

La figure 4.7 représente la biomasse de géniteurs (SSB) par stock (cadran) au début de chaque année. Ici, la SSB de l'ensemble de chaque stock est représentée, ce qui inclut la mer Celtique et la zone Nord pour le merlu ; lorsque c'est possible, seule la SSB de femelles est représentée, afin d'être plus représentatif du potentiel reproducteur du stock : c'est le cas des langoustines. Les *scenarii* de gestion sont représentés en différents couleurs et styles de points. Le point de référence $MSY B_{trigger}$ est représenté en trait violet-point carré, il n'est pas défini pour la langoustine. La SSB augmente systématiquement pour le merlu dès 2013

4. Les reports d'effort sont détaillés plus loin dans cette sous-partie.

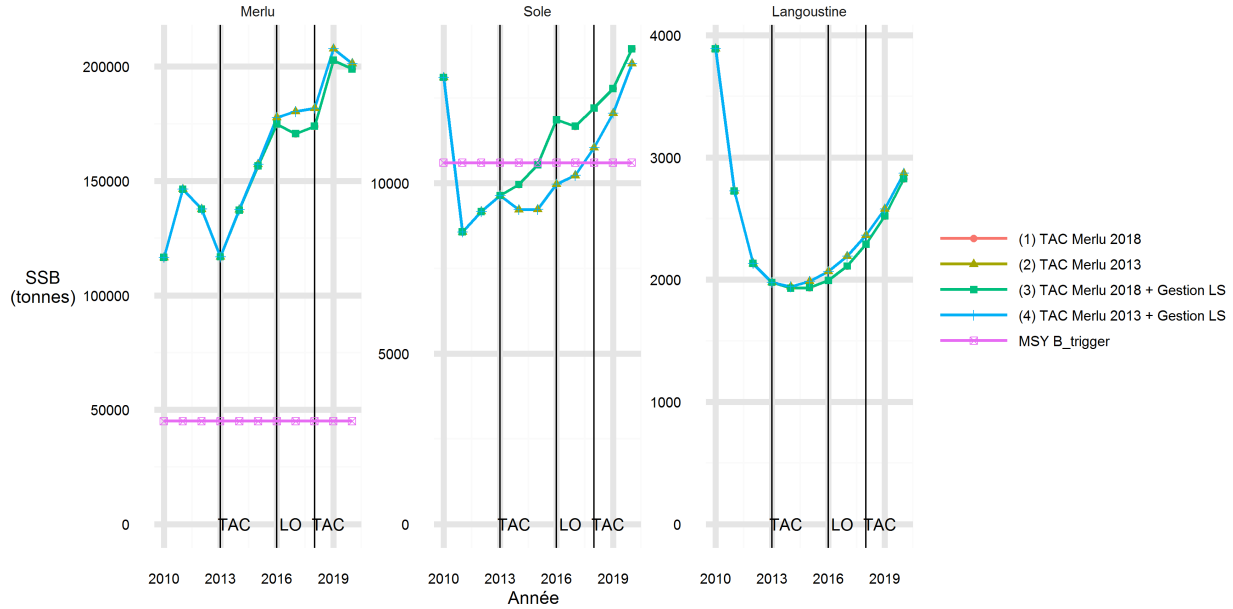


FIGURE 4.7 – Biomasse de géniteurs simulée par le modèle opératoire par stock (cadran ; femelles uniquement pour les langoustines), par scénario de gestion (couleur - style de point) au début de chaque année. Le point de référence $MSY B_{trigger}$ est représenté en carré - violet pour le merlu et la sole. Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.

pour tous les *scenarii*, et est toujours supérieure au point de référence ; on remarque en fin de série temporelle que la SSB du merlu est plus élevée lorsqu'un TAC merlu est en place dès 2013 (1 et 3) : un TAC merlu dès 2013 a un effet conservateur sur le stock de merlu Nord. Pour la sole, après une forte baisse en 2010, la SSB augmente pour tous les *scenarii*, avec une pente plus forte pour les *scenarii* 1 et 3 (TAC merlu dès 2018) : la capture de sole étant moins forte dans ces *scenarii*, moins d'individus sont prélevés, et la SSB augmente plus rapidement, ce qui permet d'atteindre le point de référence dès 2016, contre 2018 pour les autres *scenarii*. Ainsi, la SSB est supérieure à $MSY B_{trigger}$ en 2020 pour merlu et sole, mais appliquer un TAC pour le merlu peut ralentir l'atteinte de ce point de référence pour la sole. Enfin, la SSB de langoustine diminue puis augmente en décrivant une parabole, pour tous les *scenarii*. Bien que les SSB simulées sont légèrement plus fortes en fin de série temporelle pour les *scenarii* simulant un TAC merlu dès 2013 (1 et 3), les simulations de chaque scénario sont très proches en ce qui concerne la SSB de langoustine, indiquant très peu d'effet du TAC merlu sur ce stock.

La figure 4.8 représente la mortalité par pêche (F) par stock (cadran) pour chaque année. Ici, la mortalité par pêche est calculée pour l'ensemble du stock, ce qui inclut la mer Celtique et la zone Nord pour le merlu. Les *scenarii* de gestion sont représentés en différents couleurs et styles de points. L'objectif de gestion F_{MSY} est représenté en trait violet-point carré. Les modalités de calcul de F sont différentes pour chaque stock, car dépendantes de leur

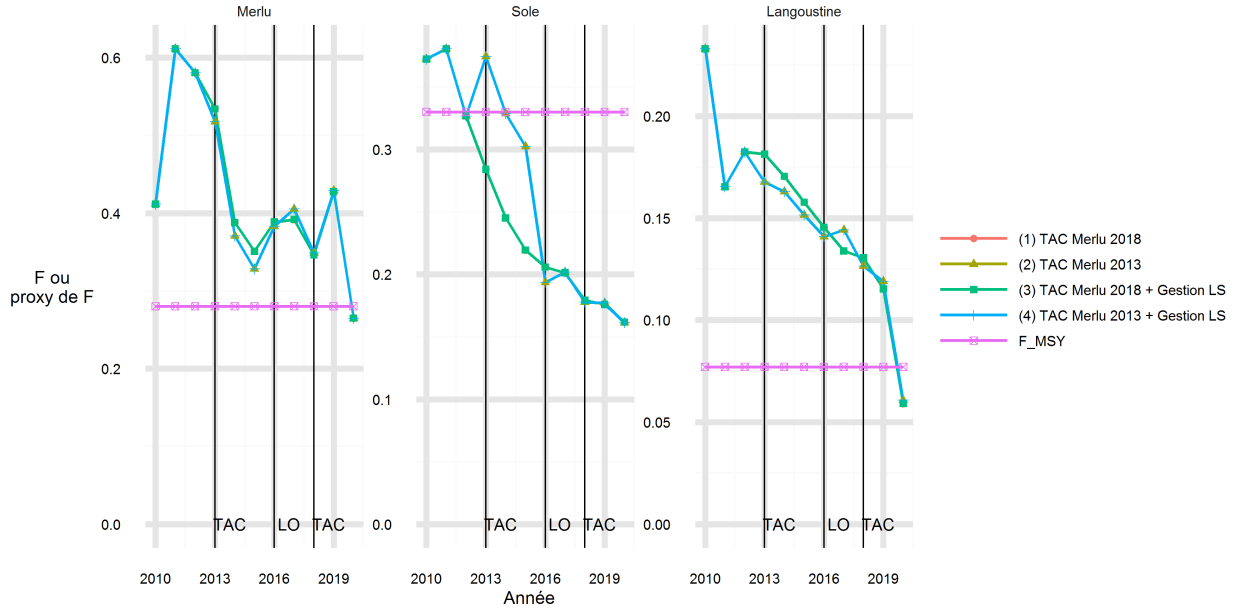


FIGURE 4.8 – Mortalités par pêche calculées sur la base des simulations du modèle opératoire par stock (cadrans), par scénario de gestion (couleur - style de point), par année. L'objectif de gestion F_{MSY} est représenté en carré - violet. Pour chaque stock, les modalités de calcul de la mortalité par pêche diffèrent. Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.

évaluation⁵.

Pour tous les *scenarii*, la mortalité par pêche du merlu augmente fortement en 2011, puis diminue jusqu'en 2013, et fortement jusqu'en 2015; ces variations sont à mettre en lien avec l'augmentation de SSB entre 2010 et 2011, et sa forte augmentation sur 2013-2016 (figure 4.7). Sur 2013-2015, les *scenarii* sans TAC merlu avant 2018 (1 et 3) simulent un F légèrement plus fort; les *scenarii* se rejoignent sur le reste de la série temporelle : un léger effet conservateur du TAC merlu sur la stock de merlu est donc observé. En 2020, on note une forte baisse du F, en-dessous de l'objectif de F_{MSY} . En ce qui concerne la sole, F varie de

5.

- Merlu : F_y est obtenu par résolution numérique de $C_y = N_y * \frac{F_y}{M+F_y} * (1 - e^{-M-F_y})$ (équation (3.26) simplifiée), avec C_y la capture en nombre et N_y l'abondance pour l'année y d'individus entre 15 et 80 cm, M la mortalité naturelle.
- Sole : $F_y = -\ln\left(\frac{\sum_{a=3}^6 N_{y+1,a+1}}{\sum_{a=3}^6 N_{y,a}}\right) - M$, avec $N_{y,a}$ l'abondance à l'année y et à l'âge a , M la mortalité naturelle (ICES, 2013a).
- Langoustine : $F_y = \frac{L_y + 0.7 * D_y}{N_y}$, avec L_y les débarquements et D_y les rejets en nombre et N_y l'abondance en nombre de l'année y (ICES, 2010b, 2016a). Il s'agit du taux des individus retirés par rapport aux individus présents. Étant donné que 30% des rejets sont supposés survivre, seuls 70% des rejets sont pris en compte dans le compte des individus retirés. On parle ici de taux de capture, qui est un proxy de la mortalité par pêche. L'objectif de gestion est lui aussi un proxy de la mortalité par pêche.

manière similaire à la capture annuelle (figure 4.6) : F diminue globalement pour tous les *scenarii* sur toute la série temporelle, avec l'objectif $F \leq F_{MSY}$ atteint pour tous en 2020. On note tout de même que la diminution de F est plus forte lorsque le TAC merlu est mis en place plus tard (1 et 3), avec un objectif de gestion atteint plus tôt, en 2012, contrairement aux autres *scenarii*, dès 2015 : on retrouve ici l'effet négatif d'un TAC merlu sur la gestion de la sole, ralentissant l'atteinte des objectifs de gestion. En ce qui concerne la langoustine, F varie de manière similaire à la capture annuelle (figure 4.6) : F diminue globalement pour tous les *scenarii* sur toute la série temporelle pour tous les *scenarii*, avec une chute en fin de série temporelle en-dessous de l'objectif de proxy de F_{MSY} .

La figure 4.9 représente l'effort nominal cumulé annuel pour chaque métier (cadran), en jours. Cette figure ne tient pas compte des variations annuelles d'effort par agrégations de métiers et saisons (définies partie 2.3 du chapitre 3), ce qui permet d'interpréter des variations d'effort comme étant uniquement dues à des reports d'effort. Les reports d'efforts ne pouvant être dus qu'à des TAC, ils interviennent dès 2013 pour les *scenarii* 2 et 4, dès 2018 sinon. On remarque pour les *scenarii* 2 et 4 (TAC merlu dès 2013), entre 2013 et 2015, que l'effort de nombreux métiers chalutiers, fileyeurs, palangriers, et d'un langoustinier diminuent (ChalutMixte_InterC, _APCS et _NordPC; ChalutBenth_; FiletMerlu_InterSud, FiletMerlu_NordPC, _InterSud, FiletSole_NordIntPC; Palangre; Lang_NordPC; PTBV_VIIIabd), alors que celui des chalutiers visant principalement la sole et de certains fileyeurs augmente (ChalutSole; FiletMixte_; FiletSole_InterSudPC). On observe donc une diminution de l'effort attribué principalement à des métiers capturant plutôt du merlu, et une augmentation de l'effort attribué principalement à des métiers capturant plutôt de la sole : il s'agit d'un report d'effort du merlu vers la sole, tel que supposé précédemment.

On remarque également pour ces mêmes *scenarii* que dès 2016, des métiers chalutiers à sole et fileyeurs perdent de l'effort (ChalutSole_; FiletMixte_InterSudC, _Nord; FiletSole_InterSudPC), mais peu de métiers en regagnent par rapport à 2010 : ceci est à l'origine des captures plus faibles de sole par rapport à d'autres *scenarii* (1 et 3, TAC merlu dès 2018). On observe également, comme supposé précédemment, une augmentation de l'effort alloué à un métier langoustinier (Lang_InterC, *scenarii* 2 et 4 dès 2016, *scenarii* 1 et 3 en 2018), lié à un report d'effort depuis d'autres métiers capturant le merlu et/ou la langoustine (ChalutSole_; ChalutMixte_; FiletMerlu_ sauf NordC; FiletMixte_NordInterPC, _NordPC; FiletSole_InterSudPC, _NordIntPC; Lang_InterPC et NordPC). Ce report est dû à l'exemption à l'obligation de débarquement merlu jusqu'en 2018 inclus pour ce métier, qui ne le cible pas le merlu. Du fait de cette exemption, ce métier peut toujours être pratiqué et peut rejeter du merlu, malgré une atteinte du TAC et l'obligation de débarquement en vigueur pour les autres métiers.

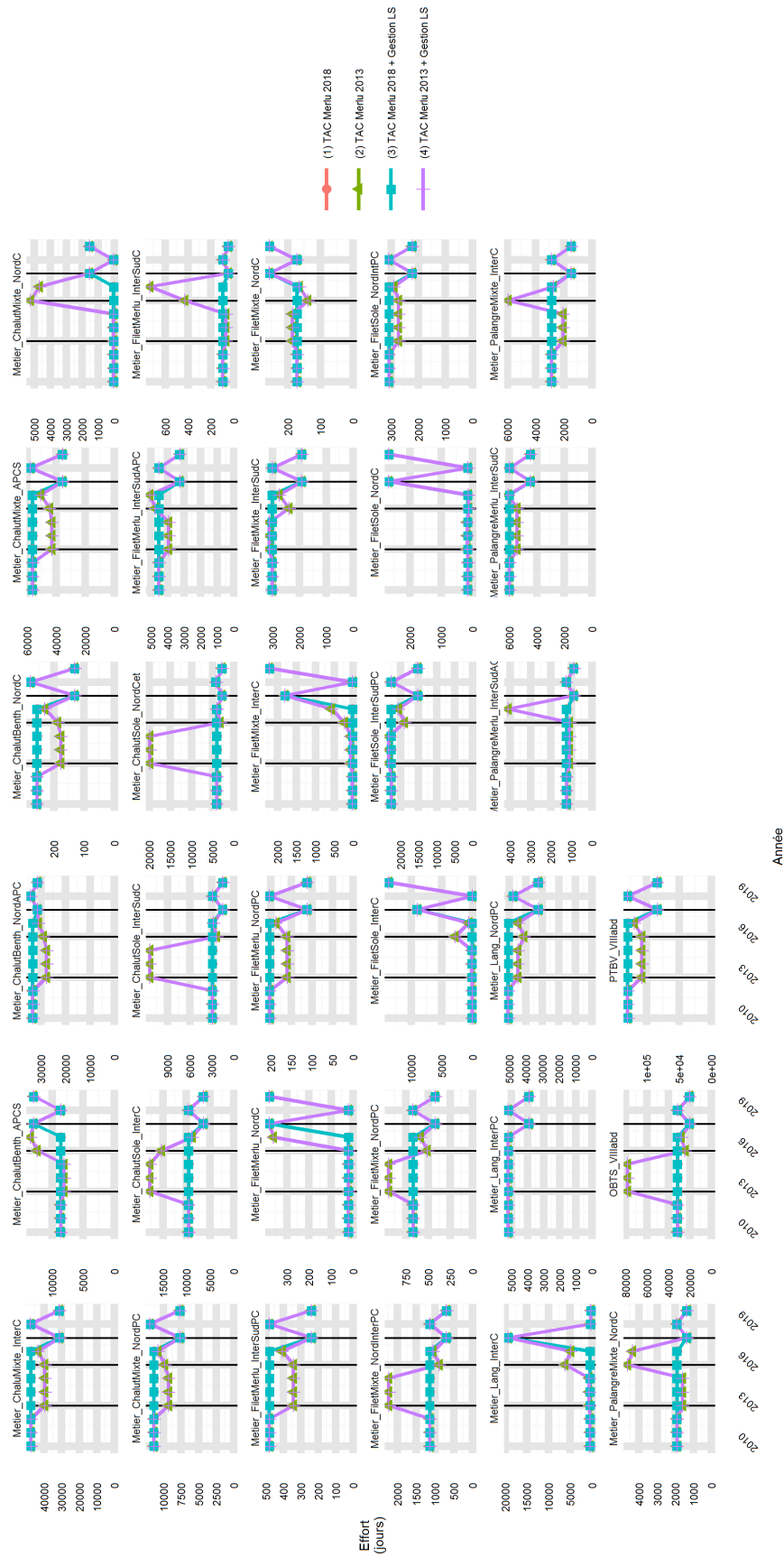


FIGURE 4.9 – Effort nominal par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.

Les figures 4.10, 4.11 et 4.12 représentent la capture annuelle totale pour chaque métier (cadran), en tonnes, respectivement pour le merlu, la sole et la langoustine. On remarque entre 2013 et 2015, pour les *scenarii* 2 et 4 (TAC merlu dès 2013), que la capture de merlu augmente pour des chalutiers à sole et des fileyeurs mixtes (ChalutSole_ ; FiletMixte_InterC, _NordInterPC et _NordPC), et diminue pour des métiers capturant fortement le merlu (ChalutMixte_ ; ChalutBenth_ ; FiletMerlu_ ; FiletMerlu_ ; LangNordPC ; PTBV_VIIIabd) ce qui confirme l'effet du report d'effort sur les variations de captures. De même, pour la sole, une augmentation de capture est observée pour les chalutiers à sole et fileyeurs mixtes cités précédemment. Elle est également observée pour le stock de langoustine, capturée par certains de ces métiers, ainsi que sur un métier langoustinier (Lang_InterC). On remarque enfin que pour les métiers ayant capturé fortement de la sole (ChalutSole_ ; FiletMixte_InterC, _NordInterPC et _NordPC), une brusque chute de captures de sole a lieu en 2016. Les autres métiers capturant en général plus dans les *scenarii* 1 et 3 (pas de TAC merlu avant 2018), la chute dans les captures de ces métiers n'est pas compensée, d'où la chute brusque de captures de sole constatée figure 4.6. Elle est due à une perte d'effort, induite par la gestion du merlu. Ces variations confirment bien l'effet d'un TAC merlu sur la gestion du merlu et de la sole.

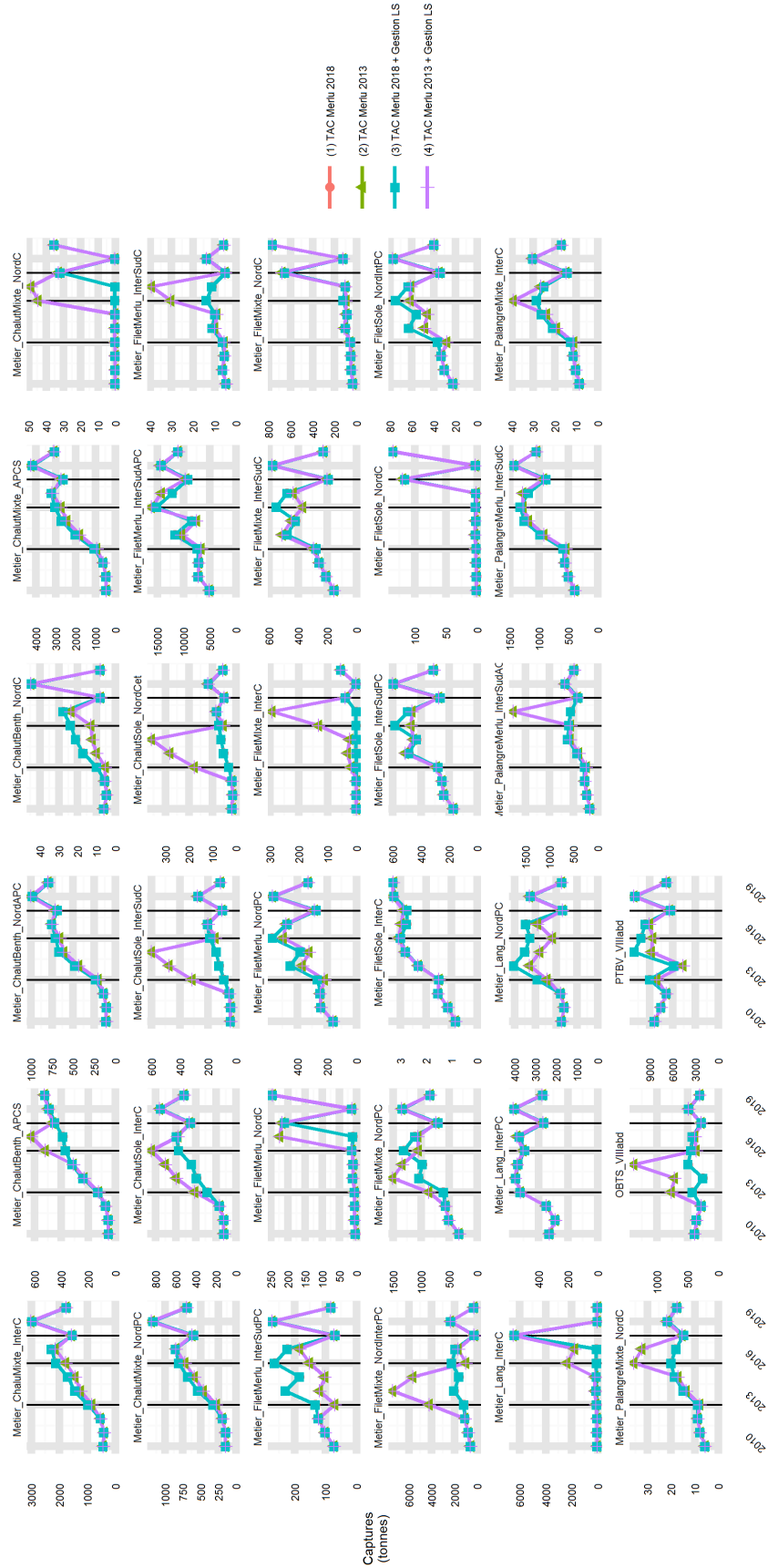


FIGURE 4.10 – Capture totale en poids de merlu par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.

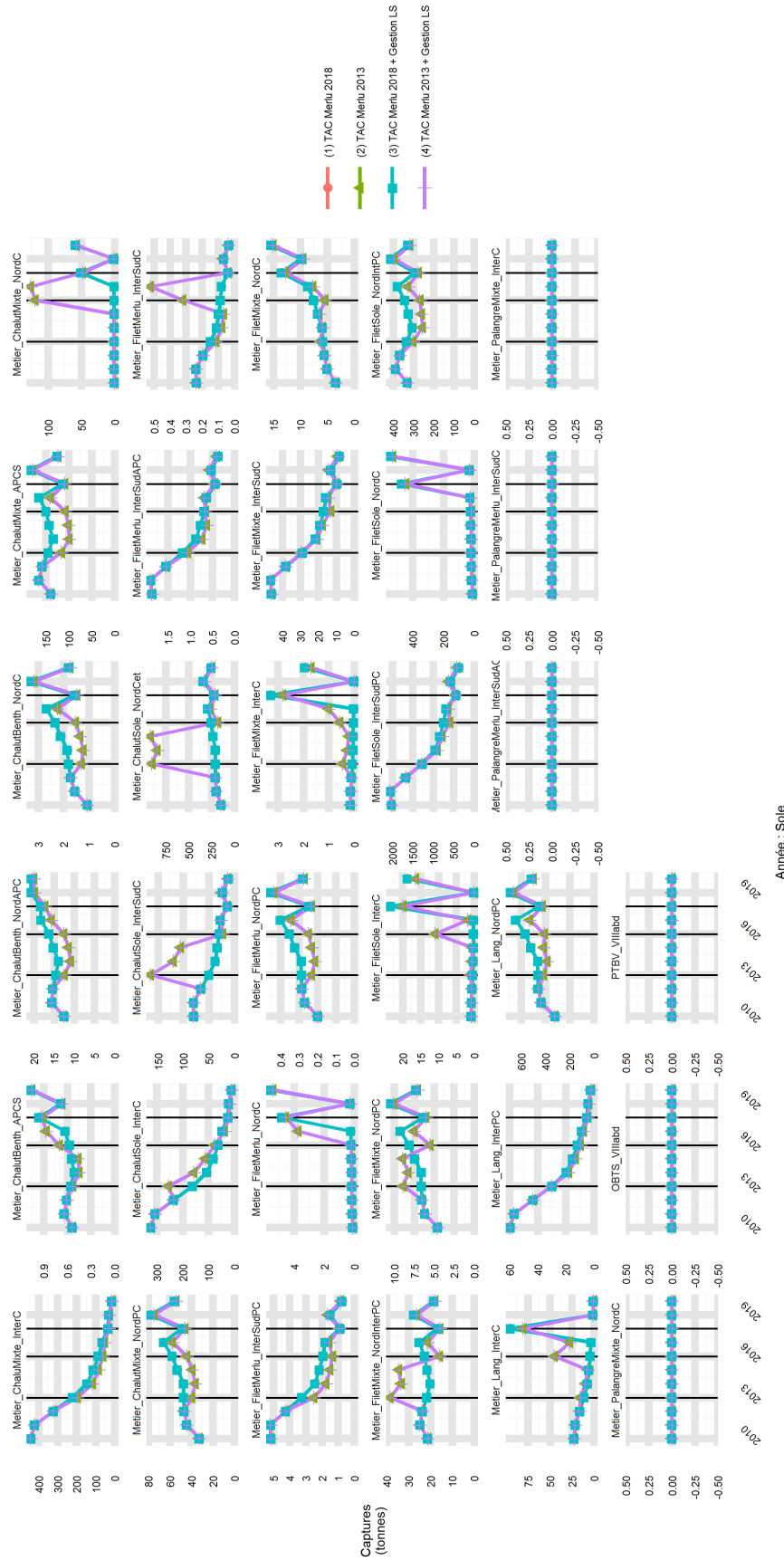


FIGURE 4.11 – Capture totale en poids de sole par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.

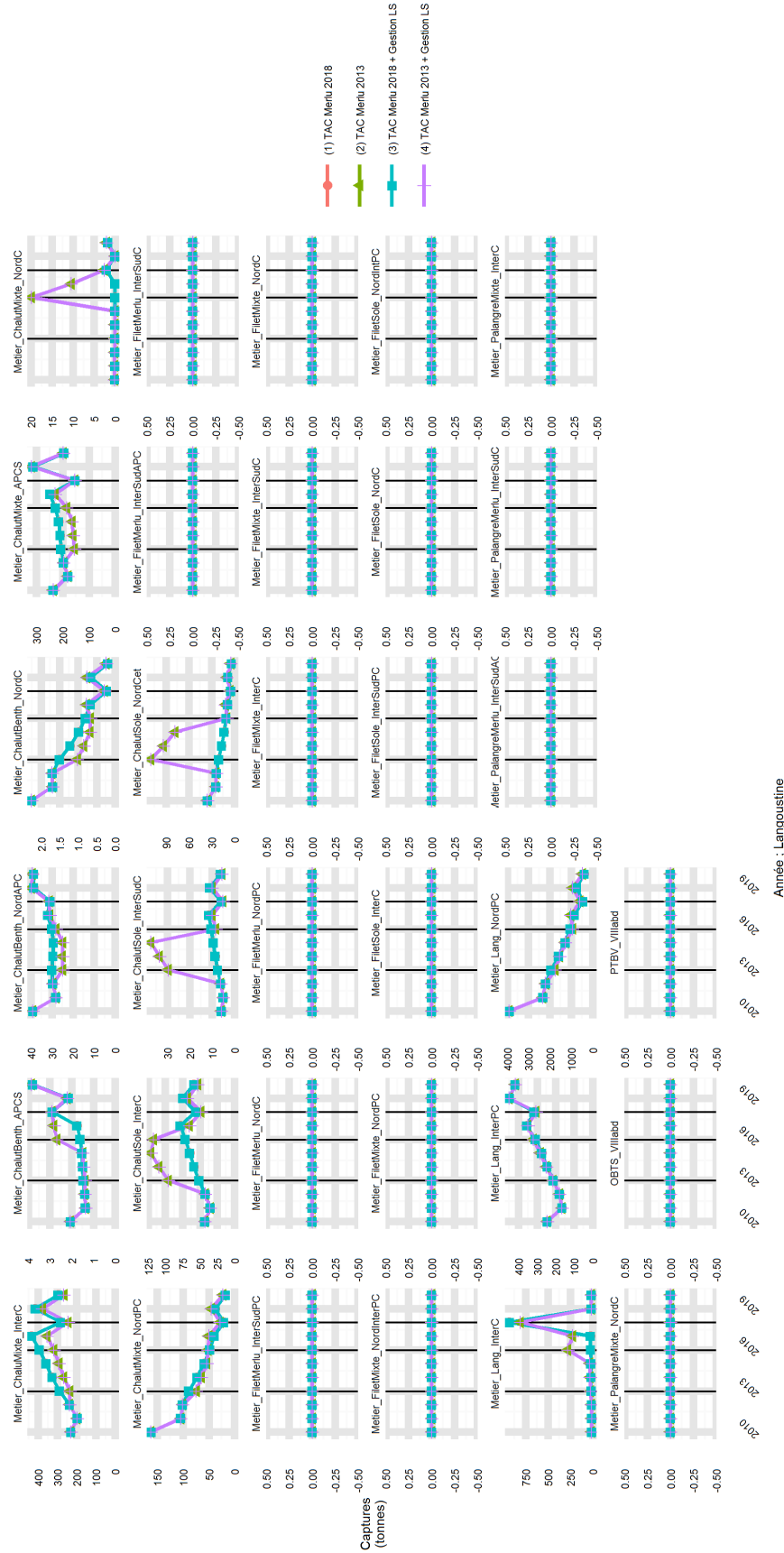


FIGURE 4.12 – Capture totale en poids de langoustine par métier simulé dans le modèle opératoire (cadran), par année et scénario de gestion (couleur - style de point). Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016, du TAC merlu dès 2018.

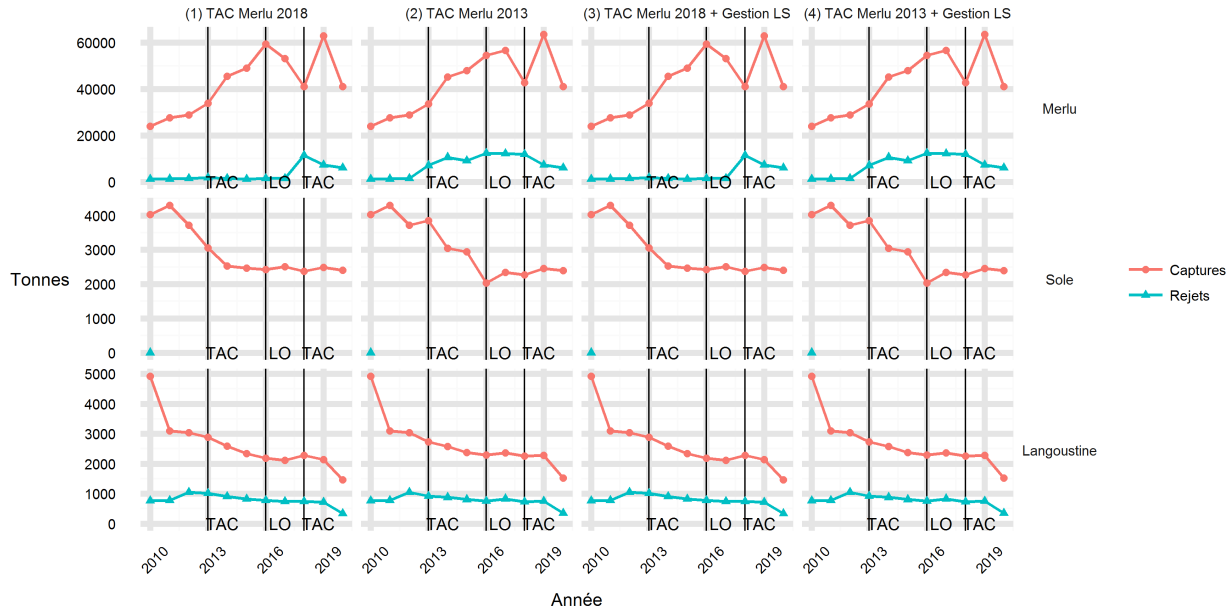


FIGURE 4.13 – Capture totale en poids (rouge - point) et rejets en poids (bleu - triangle) par année, scénario de gestion (colonnes de cadrans), stock (lignes de cadrans) dans le golfe de Gascogne. Les barres verticales marquent l'application du TAC merlu dès 2013, de l'obligation de débarquement en 2016 (LO), du TAC merlu dès 2018.

La figure 4.13 représente la capture totale en tonnes (rouge- point) et les rejets en tonnes (bleu - triangle) pour chaque scénario de gestion (colonne de cadrans) et stock (ligne de cadrans) sur la série temporelle. L'absence de rejets pour la sole est due à l'hypothèse que la sole ne peut pas être rejetée lorsque son TAC n'est pas atteint. On remarque que pour les *scenarii* implémentant un TAC merlu dès 2013 (*scenarii* 2 et 4), les rejets de merlu sont plus élevés, ce qui est lié au fait qu'un TAC provoque des rejets une fois qu'il est épuisé.

Suite à la mise en place de l'obligation de débarquement, en 2016 pour les *scenarii* à TAC merlu depuis 2013 (*scenarii* 2 et 4), les rejets de merlu varient peu, puis diminuent après 2018, année où cette obligation s'applique à tous les métiers. Pour les *scenarii* à TAC merlu depuis 2018 (1 et 3), l'obligation de débarquement est combinée à un TAC merlu à partir de 2018, année correspondant à un pic de rejets de merlu, qui diminuent les années suivantes également. L'exemption à l'obligation de débarquement pour le métier Lang_InterC est à l'origine de forts reports d'efforts, de captures et de rejets pour ce métier avant 2019 (figures 4.9 et 4.10), ce qui réduit la capacité de l'obligation de débarquement à limiter les rejets. L'exemption *de minimis* explique la présence de rejets de merlu malgré l'obligation de débarquement. Ces exemptions limitent l'efficacité de l'obligation de débarquement. Cela suggère également que pour être efficace, l'obligation de débarquement des captures d'un stock doit concerner tous les métiers capturant ce stock.

4 Discussion

4.1 Apprentissages sur la gestion de la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne

4.1.1 Performances des *scenarii* de gestion

Les performances des *scenarii* vis-à-vis des objectifs de gestion et points de référence sont similaires, malgré les différents effets ayant été mis en évidence notamment pour le TAC de merlu Nord précédemment. En effet, en 2020, la SSB est supérieure à $MSY B_{trigger}$, la mortalité par pêche - ou son proxy- est inférieure à F_{MSY} . La gestion actuelle, sous différentes modalités, bien qu'elle ne soit pas régionalisée, permettrait donc d'exploiter les stocks durablement au sens de l'approche au RMD. Par contre, la capture annuelle varie fortement sur la série temporelle, notamment pour le merlu, ce qui est un risque économique pour la pêche. Les objectifs de gestion posés en début de chapitre ne sont donc pas tous atteints. Atteindre seulement un compromis des objectifs de gestion est classique en gestion des pêches. Dans le cas de cette étude, une évaluation plus fine des risques économiques pesant sur la pêche, ne se limitant pas qu'au tonnage de captures, serait pertinente pour l'évaluation de chaque scénario de gestion, et mieux identifier les effets des mesures de gestion sur la composante économique de la pêche. Enfin, les simulations décrites dans ce chapitre ne peuvent être qu'illustratives de potentiels effets de stratégies de gestion sur une pêche mixte : une meilleure description des variations inter-annuelles d'effort permettrait d'améliorer l'ajustement des simulations aux observations de captures pour les 3 stocks, et de dégager des messages plus appliquées à la gestion de la pêche merlu-sole-langoustine.

4.1.2 Effets du TAC merlu

Le modèle opératoire a permis de mettre en évidence une interaction dans la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne, qui peut impacter l'efficacité des stratégies de gestion. Dans les simulations, le TAC merlu (si respecté) provoque un report d'effort du merlu vers la sole (figures 4.9, 4.10 et 4.11), générant à court-terme de plus fortes captures de sole que dans les autres *scenarii*, et retarde l'atteinte des objectifs de gestion et points de référence pour la sole (figures 4.7 et 4.8). Un tel report d'effort est envisageable dans une pêche mixte telle que celle du golfe de Gascogne. Les résultats obtenus illustrent le fait que ce type d'interaction peut se produire dans la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne avec la gestion actuellement mise en place.

Les simulations ont également mis en évidence que le TAC merlu peut provoquer une diminution brusque de la capture de sole, mais pas au point de fermer cette pêche (figure 4.6). Un TAC générant des baisses de capture aussi fortes peut compromettre la stabilité économique de la pêche, la sole étant une des espèces ayant le plus de valeur. Néanmoins, ce résultat est à nuancer, étant donné le mauvais ajustement du modèle aux observations de captures de sole. Il constitue toutefois un avertissement sur la possibilité d'instabilité économique avec la gestion actuelle, en plus de ceux existants : le merlu pourrait devenir une *choke species* en mer du Nord (Baudron et Fernandes, 2015), mais selon une autre approche bio-économique de modélisation, la sole du golfe de Gascogne également (STECF, 2015b).

Également, pour mieux évaluer les risques économiques qui pourraient peser sur la pêche, une modélisation des composantes économiques de la pêche (prix, coûts, temps de trajets, etc.) peut être envisagée dans le modèle opératoire.

4.1.3 Effets de l'obligation de débarquement et de la gestion sole-langoustine

Les rejets de merlu augmentent avec l'implémentation d'un TAC merlu, ce qui est peu étonnant s'il est atteint, mais diminuent relativement peu avec l'implémentation de l'obligation de débarquement à cause des exemptions à cette obligation (figure 4.13). Ces résultats ne sont vraisemblables qu'à condition que les pêcheurs appliquent scrupuleusement l'obligation de débarquement. Or, à l'heure actuelle, la réponse à cette mesure de gestion des pêcheurs est peu connue, avec une forte incertitude sur sa mise en place effective. Ceci rend l'évaluation des effets de l'obligation de débarquement incertaine. Dans les années à venir, plus d'informations sur la mise en place de l'obligation de débarquement pourrait être obtenue, par exemple via des caméras à bord, ou en comparant le contenu du dernier chalut et de la cale du navire⁶. Ceci permettrait à la fois une évaluation plus réaliste des stratégies de gestion, mais aussi de réaliser des simulations plus pertinentes.

L'approche de modélisation mise en œuvre a permis de mettre en évidence de potentiels effets du TAC merlu sur la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne. Ces résultats montrent la nécessité de prendre en compte les aspects mixtes de la pêche, via par exemple une approche de gestion aux intervalles de F_{MSY} , qui permettent de réduire les risques d'un échec de gestion (STECF, 2015a,b; Ulrich *et al.*, 2016). L'impact de mesures de gestion spatialisées en fonction des dynamiques de stock n'a pas pu être testé, ni d'autres mesures comme les Aires Marines Protégées, mais constituent aussi des pistes de gestion envisageables. Ces approches de gestion s'inscrivent dans la régionalisation vers laquelle la gestion des pêches se dirige à long terme.

4.2 Perspectives

4.2.1 Améliorer l'opérationnalité du couplage de modèles

Les différences entre structure en taille simulée par le modèle opératoire et structure en taille estimée par le modèle d'estimation sont une des causes de la non opérationnalité du couplage de modèles (figure 4.3). Plusieurs hypothèses impactent directement la simulation de la structure en taille dans le modèle opératoire, donc l'opérationnalité du couplage : longueur du pas de temps, incrément de croissance, variabilité inter-individuelle de croissance, recrutement (Drouineau, 2008). Au chapitre 3, un travail plus approfondi sur ces hypothèses était suggéré pour améliorer l'opérationnalité du couplage de modèles. Pour aller vers une MSE avec une approche "à partir d'un modèle" pour le merlu, une exploration plus approfondie de ces processus est nécessaire.

La simulation de métiers par des forçages de captures, plutôt que par une modélisation par l'effort de pêche, est également une cause de la non opérationnalité du couplage (figure 4.4). L'accès aux données désagrégées d'effort de pêche en dehors du golfe de Gascogne et pour les métiers non français est indispensable pour résoudre ce problème, mais n'est actuellement

6. <https://www.efca.europa.eu/en/content/landing-obligation> , consulté le 12/07/2018

pas possible. Il permettrait également d'améliorer la modélisation par l'effort des chalutiers espagnols dans le golfe de Gascogne, basée sur d'anciennes observations.

Les rejets provoqués par des règles de gestion provoquent de fortes variations dans la série temporelle de rejets, ne favorisant pas la convergence de la procédure d'estimation du modèle d'évaluation (figure 4.5). Une exploration d'autres hypothèses de réponses aux mesures de gestion sont à explorer pour limiter ce problème : par exemple un report partiel d'effort avant qu'un TAC ne soit atteint, pour anticiper son épuisement. L'obligation de débarquement n'a été mise en place que récemment, et la réponse des pêcheurs à cette réglementation est encore mal connue. Un travail plus poussé sur les réponses effectivement mises en place par les pêcheurs avec la gestion actuelle, et sous des *scenarii* alternatifs, aiderait à simuler de manière plus réaliste les dynamiques de pêche, et améliorerait l'opérabilité du modèle opératoire dans le cadre de MSE.

La sensibilité de la procédure du modèle d'évaluation au point initial, ainsi que la forte complexité du modèle d'évaluation comparé aux informations contenues dans les observations auxquelles il s'ajuste, causent la non-opérationnalité du couplage de modèles évoquée au chapitre 2. En plus d'enrichir le jeu d'observations avec des données plus fiables, et de nature plus variée (marquage), des pistes de modélisation sont envisageables pour faciliter une convergence globale de la procédure d'estimation. Simplifier le modèle d'évaluation, tout en conservant sa dimension spatialement explicite est une piste à emprunter (Cass-Calay *et al.*, 2014) : les observations sur les rejets étant jugées moins fiables que les autres, simplifier les processus de rétentions (enlever les variations temporelles) peut augmenter les chances de convergence de la procédure d'estimation ; de même, étant donné qu'il n'y a pas de données de marquage à disposition, ne pas estimer de migrations peut avoir le même effet. Ces simplifications affectent néanmoins des estimations du modèle d'évaluation d'intérêt pour la gestion, comme la répartition spatio-temporelle de l'abondance.

Une autre piste d'intérêt peut consister à travailler avec un modèle d'évaluation non spatialisé dans le cadre de MSE, voire à ne pas inclure de modèle d'évaluation et à établir des stratégies de gestion spatialisées sur la base des tendances d'indices d'abondance. Ceci nécessite de définir des hypothèses permettant la spatialisation des stratégies de gestion, qui ne peuvent pas être issues des estimations du modèle d'évaluation du cadre de MSE. Une telle piste de travail permettrait néanmoins d'utiliser un cadre de modélisation plus opérationnel, et travailler à cette échelle de complexité permettrait d'aborder plus facilement les incertitudes sur la pêche modélisée.

4.2. 2 Dégager plus de connaissances avec le cadre de MSE

Seule la gestion actuelle de la pêche, décomposée en plusieurs *scenarii*, a pu être testée avec le modèle opératoire, avec la mise en évidence d'interactions entre stocks. L'approche actuelle de gestion ne correspond pas aux objectifs de gestion régionalisée, dans le sens où elle ne tient pas compte de la dimension mixte de la pêche, et n'est pas spatialisée en fonction des dynamiques de la pêche. Une fois l'opérationnalité du couplage de modèles améliorée, des mesures de gestion spatialisées, des fermetures spatiales de pêche pourraient être évaluées, afin de comparer leur intérêt par rapport à l'approche actuelle de gestion. Une autre perspective, en accord avec la régionalisation de la gestion, est la gestion aux fourchettes de

F_{MSY} (F_{MSY} ranges). Elle consiste, pour chaque stock de la pêcherie, à fixer comme objectif de gestion un intervalle de F_{MSY} permettant de pêcher au moins 95% du RMD à l'équilibre, plutôt qu'une seule valeur. De fait, elle permet une flexibilité entre les objectifs de gestion de chaque stock, et réduit les risques d'échecs de gestion (Ulrich *et al.*, 2016; STECF, 2015a,b). Néanmoins, dans le cadre proposé dans cette étude, une telle approche nécessite la mise en place d'une MSE sole, puis d'une MSE langoustine, et à terme d'une MSE multispécifique, afin de prendre en compte l'évaluation de ces stocks, ce qui réclame de longs développements.

Enfin, dans les modèles utilisés, des incertitudes persistent sur de nombreux processus. Il est donc nécessaire d'intégrer une analyse de la robustesse des mesures de gestion aux incertitudes sur la pêcherie, le diagnostic sur la mesure de gestion étant considéré plus fiable si celle-ci est robuste aux incertitudes. Dans le cas d'un couplage de modèles opérationnel, les temps de calcul étant très longs (environ 12-18 heures), il est conseillé de ne travailler que sur quelques incertitudes clés (ICES, 2013b) : l'abondance au pas de temps initial, le recrutement, les lois simplifiées par une constante (*e.g.* la mortalité naturelle), les sélectivités et poids aux tailles. Pour chaque incertitude, seuls un scénario considéré plausible et quelques valeurs extrêmes pourraient être testées.

5 En résumé

Le couplage de modèles n'est pas opérationnel. Par conséquent, seule une approche "sans modèle" du cadre de MSE a pu être testée. Ceci est dû notamment aux propriétés de la procédure d'estimation du modèle d'évaluation, à la modélisation d'une structure en taille du stock dans le modèle opératoire, et à des discontinuités induites par le forçage de captures et aux rejets générés suite à l'application de règles de gestion.

Résoudre ces problèmes d'opérationnalité demande une exploration supplémentaire des hypothèses du modèle opératoire (croissance, pas de temps, recrutement, modélisation par l'effort de pêche, réponse aux mesures de gestion), de simplifier le modèle d'évaluation (migrations, rétentions), et d'avoir plus d'observations à disposition.

Malgré ceci, le modèle opératoire a permis une évaluation préliminaire des *scenarii* de gestion, dans lesquels les objectifs de gestion au RMD ont été atteints, mais la capture annuelle est instable. Le modèle a détecté des interactions dans la pêcherie mixte. Dans les simulations, le TAC merlu retarde l'atteinte des objectifs de gestion et points de référence de la sole via un report d'effort, et une chute des captures de sole due à la gestion du merlu a été détecté. Néanmoins, étant donné les forts écarts entre observations et simulations, les résultats ne sont qu'illustratifs de ce que l'approche de gestion actuelle pourrait provoquer dans une pêcherie mixte. Ceci appelle à retravailler notamment les hypothèses sur les variations d'effort inter-annuelles, afin de travailler sur des simulations plus réalistes.

Le TAC spatialisé en fonction des dynamiques de la pêcherie n'a pas pu être testé, de même que d'autres mesures de gestion spatialisées. Après de futurs développements, cette plateforme pourrait évaluer une gestion des pêches régionalisée, ainsi que leur robustesse aux incertitudes.

Chapitre 5

Synthèse générale

1 Principaux apprentissages

L'objectif de cette thèse était de développer une plateforme d'évaluation de mesures de gestion des pêches spatialisées pour le stock de merlu Nord d'Atlantique Nord-Est, et d'évaluer les conséquences de telles mesures de gestion dans la pêcherie mixte démersale merlu-sole-langoustine du golfe de Gascogne. Le développement de tels outils étant particulièrement long, cette thèse s'est pleinement concentrée sur le merlu Nord, et n'a traité la sole et la langoustine du golfe de Gascogne que de manière superficielle. Ce travail est par conséquent une étape intermédiaire vers un outil intégrant pleinement la sole et la langoustine dans les évaluations de mesures de gestion. Un cadre d'évaluation de stratégies de gestion (*Management Strategy Evaluation*; MSE) a été choisi pour évaluer des mesures de gestion spatialisées, ce qui a demandé le développement d'un modèle d'évaluation du stock de merlu Nord explicitement spatialisé et d'un modèle opératoire simulant la pêcherie étudiée.

Le chapitre 2 présente le développement du modèle spatialisé d'évaluation du stock de merlu Nord à partir du modèle non spatialisé utilisé par le CIEM. Ce développement a demandé un long travail sur les observations de captures des flottilles commerciales et des captures scientifiques, afin de les rendre exploitables pour réaliser l'estimation. Le modèle non spatialisé a été progressivement complexifié en explorant de multiples hypothèses, ce qui a progressivement amélioré son ajustement aux observations. Cette étape de complexification a été limitée par les observations disponibles, ne permettant pas de distinguer des zones dont les hétérogénéités spatiales sont documentées, ou d'estimer certaines migrations. Le modèle spatialisé s'ajuste légèrement mieux aux indices d'abondance que le non spatialisé. Il a ainsi permis d'estimer des répartitions spatio-temporelles de la biomasse de géniteurs, du recrutement et de la mortalité par pêche, ainsi qu'une migration. Ces répartitions sont estimées à l'échelle du golfe de Gascogne, de la mer Celtique et d'une zone Nord regroupant l'Ouest Écosse et la mer du Nord. En moyenne sur la série temporelle 1978-2012, la biomasse de géniteurs est estimée principalement dans la mer Celtique, le recrutement principalement dans le golfe de Gascogne, la mortalité par pêche était la plus forte dans le golfe de Gascogne; une migration a été estimée de la zone Nord vers la mer Celtique. Ces estimations sont néanmoins sujettes à incertitude, d'autant plus que le modèle est complexe, et que la procédure d'estimation du modèle a des difficultés à identifier une solution optimale.

Le chapitre 3 présente la construction du modèle opératoire de la MSE. Ce modèle a été développé en utilisant la plateforme de modélisation ISIS-Fish et une version préliminaire de sa paramétrisation de la pêche mixte démersale merlu-sole-langoustine du golfe de Gascogne. Il décrit la dynamique mensuelle spatialisée des 3 espèces commerciales principales de cette pêche et des flottilles françaises et espagnoles les capturant dans le golfe de Gascogne. Des estimations du modèle spatialisé d'évaluation du chapitre précédent sur le recrutement, l'abondance, leurs répartitions spatio-temporelles, les migrations, l'intensité de pêche, les sélectivités et rétentions ont été utilisées pour les hypothèses du modèle opératoire. Ce dernier a présenté une sensibilité notamment aux hypothèses de recrutement, de dynamique d'effort et de croissance. Le modèle a été calibré sur les observations de captures de 2010, permettant d'estimer certains paramètres de la dynamique de flottilles difficiles à quantifier, et évalué sur la période 2010-2016. La calibration a été réalisée par optimisation. Comme pour de très nombreux problèmes d'optimisation, sa définition, et la méthode utilisée pour le résoudre ont été revues plusieurs fois. Une approche multi-critères a été utilisée. L'existence d'échelles de modélisation communes entre modèles opératoire et d'évaluation spatialisé a permis de comparer les dynamiques simulées par le modèle opératoire et estimées par le modèle d'évaluation. Cette comparaison est une étape indispensable pour comprendre les forces et faiblesses des modèles au regard de leurs hypothèses à décrire la dynamique du merlu et de la pêche. L'ajustement du modèle opératoire aux observations sur l'année 2010 est bon. De plus, sur 2010-2012, il simule une exploitation du merlu Nord similaire à celle estimée par le modèle d'évaluation du chapitre précédent sur la période d'évaluation. Cependant, sur 2011-2016, des différences considérables entre simulations du modèle opératoire et estimations du modèle d'évaluation ont été observées sur la structure en taille du stock de merlu Nord et l'évolution de l'abondance en mer Celtique et en zone Nord. Celles-ci s'expliquent en partie par des hypothèses différentes sur la structure de modélisation de la dynamique du merlu (taille pour le modèle opératoire ; âge pour le modèle d'évaluation), la modélisation de la croissance, du recrutement, et la dynamique des flottilles.

Le chapitre 4 présente l'évaluation de mesures de gestion dans un cadre de MSE, à travers le couplage du modèle opératoire et du modèle d'évaluation présentés aux chapitres précédents. Ce couplage a nécessité de développer une procédure pour produire un jeu d'observations mimiquant des captures scientifiques et des captures commerciales pour le modèle d'évaluation à partir des simulations du modèle opératoire ; ainsi que des règles permettant de construire des mesures de gestion spatialisées pour le modèle opératoire à partir des estimations du modèle d'évaluation. Des difficultés ont été rencontrées pour mettre en œuvre la MSE. En effet, à cause de différences trop marquées entre les dynamiques simulées par le modèle opératoire et estimées par le modèle d'évaluation, de la difficulté à faire converger la procédure d'estimation du modèle d'évaluation, la mise en œuvre de la MSE n'est pas complètement opérationnelle, seule une gestion aux TAC similaire à celle actuellement en place a pu être testée. Le couplage n'est pas complètement opérationnel à cause de la non convergence du modèle d'évaluation spatialisé. Ceci est dû à la sensibilité de la procédure d'estimation du modèle d'évaluation au point initial, aux différences entre dynamiques estimées et simulées causées par les hypothèses du modèle opératoire, et notamment sa modélisation de certains métiers par des forçages de captures. Malgré ceci, le couplage illustre

les potentiels effets du TAC merlu dans une pêcherie mixte, pouvant entraîner des difficultés pour atteindre conjointement les objectifs de gestion et points de référence pour les 3 espèces principales. Ces résultats appellent à une gestion régionalisée prenant en compte les caractéristiques d’une pêcherie mixte, mais aussi à une exploration plus approfondie des effets des mesures de gestion, avec des métriques appropriées, notamment sur la composante économique de la pêcherie, et des hypothèses retravaillées pour le modèle opératoire.

Les deux modèles utilisés au cours de cette thèse ont permis de dégager différents apprentissages. Premièrement sur la modélisation, à propos de la complexification d’un modèle, de son ajustement, de l’influence des hypothèses sur les estimations ou simulations d’un modèle. Deuxièmement sur la pêcherie étudiée : variations spatio-temporelles des dynamiques du merlu Nord, illustration de potentiels effets de la gestion actuelle dans une pêcherie mixte. L’approche adoptée a permis de concevoir un outil pour illustrer les effets de certaines mesures de gestion. Pour devenir complètement opérationnel, et à terme permettre l’évaluation des mesures de gestion spatialisées dans un cadre de MSE, il requiert encore de futurs développements.

2 Limites et perspectives

2.1 Vers un modèle de stratégie de gestion plus opérationnel

Le modèle d’évaluation spatialisé du stock de merlu Nord avait pour but de permettre d’envisager des mesures de gestion spatialisées, telles des TAC spatialisés en fonction des dynamiques d’un stock (malgré les difficultés à mettre en place effectivement ce type de gestion) ou des Aires Marines Protégées, en fournissant des estimations spatialisées d’abondance. Dans un cadre de MSE, le modèle d’évaluation avait aussi pour rôle de contribuer à la simulation et l’évaluation de ce type de gestion, dans un modèle de stratégie de gestion.

Le modèle d’évaluation spatialisé du stock de merlu Nord n’est actuellement pas opérationnel pour de l’évaluation de stock, étant donné les difficultés à estimer les paramètres du modèle (non convergence, problèmes d’identifiabilité), liée à sa grande complexité comparée aux informations contenues dans les observations disponibles pour mettre en œuvre la procédure d’estimation. Ceci est également à l’origine de la non opérationnalité du couplage de modèles dans le cadre de MSE. Cela remet en question son utilisation dans ce cadre. En effet, dans une optique d’utilisation opérationnelle du modèle (dans un cadre de MSE, ou annuellement dans un groupe de travail), l’objectif est plutôt d’obtenir des estimations permettant d’établir des règles de gestion : tant que la conclusion est la même en ce qui concerne la règle de gestion, un modèle plus simple sera préféré. D’autant plus que les paramètres d’un modèle moins complexe, avec moins de paramètres à estimer, sont généralement plus facilement estimés (Cass-Calay *et al.*, 2014). Néanmoins, une telle simplification serait à l’origine d’une mauvaise spécification dans le modèle, et il conviendra de pouvoir l’identifier, notamment via la qualité de l’ajustement (Maunder et Piner, 2017), et d’évaluer son effet sur les estimations du modèle. Aussi, il n’est pas possible de dégager plus de connaissances sans avoir plus d’observations fiables, notamment de marquage, sur les rejets, et à une

échelle d'exploitation plus fine. Ces pistes permettraient d'identifier un niveau de complexité suffisant pour obtenir les estimations d'intérêt pour établir des règles de gestion spatialisées, mais un niveau de complexité assez simple pour travailler avec un modèle le plus opérationnel possible. Elles sont envisagées pour le prochain benchmark du stock de merlu Nord (ICES, 2017), afin de mieux estimer certains processus, et aussi d'améliorer les performances de la procédure d'estimation. Les reprendre pour développer un modèle d'évaluation plus simple constitue une piste d'intérêt. Cependant, ceci pourrait éventuellement remettre en cause l'utilité de la spatialisation du modèle d'évaluation dans un cadre de MSE. En effet, même si un modèle spatialisé est indispensable pour estimer des variations spatio-temporelles, on lui préférera des modèles d'évaluation non spatialisés si ceux-ci sont plus stables, et estiment de manière plus opérationnelle une solution optimale dans un cadre de MSE. Il est même possible d'envisager le cadre de MSE sans modèle d'évaluation, en construisant un modèle de stratégies de gestion se basant uniquement sur des tendances d'indices d'abondance. Une première piste à envisager est de mettre en place un cadre de MSE sans modèle d'évaluation pour travailler avec un outil d'évaluation de stratégies de gestion opérationnel, malgré des défauts inhérents à cette simplification. Par la suite, des étapes plus chronophages sont envisageables, telles l'intégration d'un modèle d'évaluation non spatialisé, puis spatialisé avec des hypothèses simples, l'utilisation de nouvelles observations pour les ajuster.

2.2 Vers des hypothèses du modèle opératoire plus pertinentes

Contrairement aux approches classiques centrées sur une espèce, un modèle opératoire qui décrit les dynamiques de la pêcherie mixte démersale du golfe de Gascogne a été développé. Il intègre la connaissance disponible sur les dynamiques de stock et d'exploitation. Néanmoins un travail supplémentaire sur ses hypothèses est nécessaire pour améliorer l'opérationnalité du couplage de modèles dans un cadre de MSE : en effet, sa simulation de la structure en taille du stock de merlu Nord, les forçages de captures entre autres, sont en partie à l'origine de la non opérationnalité du couplage de modèles.

Le modèle opératoire a été calibré sur 2010 avec la connaissance disponible. L'originalité de ce modèle est de modéliser la dynamique de l'effort de pêche et de calculer la mortalité par pêche pour en déduire les captures. Cependant, pour certaines flottilles espagnoles pour lesquelles trop peu d'information étaient disponibles, les captures observées ont dû être directement modélisées. Le modèle est évalué sur la période 2010-2016 : il est bien ajusté aux observations de captures de merlu en début de série temporelle, sur 2010-2012. Néanmoins, ce n'est pas le cas à partir de 2012, où les dynamiques de stock de merlu Nord semblent peu réalistes en mer Celtique et zone Nord. Cela appelle à calibrer sur une plus grande série temporelle. À nouveau, améliorer les performances du modèle passe par l'obtention de plus de données, ici sur l'effort de pêche. En effet, seules des observations d'effort de 2010 ont été utilisées dans le modèle d'ISIS-Fish, et des estimations du modèle d'évaluation spatialisé ont été utilisées pour implémenter une dynamique inter-annuelle d'exploitation, pour le merlu uniquement. Des observations supplémentaires sur la série temporelle auraient permis d'implémenter une dynamique d'effort plus réaliste (et probablement améliorer l'ajustement aux captures observées sur la série temporelle), et ce, pour les 3 stocks étudiés. Également, des observations d'effort sur les palangriers et fileyeurs espagnols et les flottilles hors golfe de Gascogne permettraient une simulation par l'effort cohérente avec le reste de l'exploitation

décrite dans le modèle opératoire. En effet, la simulation par forçage d'observations de captures est à l'origine d'une composition en taille des captures non cohérente avec la structure en taille simulée du stock de merlu Nord.

Enfin, il a également été suggéré que le modèle opératoire nécessite un travail supplémentaire sur plusieurs de ses hypothèses. En effet, il est sensible aux hypothèses sur la description de la croissance, à la longueur du pas de temps (Drouineau, 2008), au recrutement entre autres. Par exemple, aller vers un pas de temps trimestriel, et des incréments de croissance de 1 cm plutôt que 2cm pour les petites classes de taille constituent des pistes de travail intéressantes, qui ont un effet sur la structure en taille simulée. Travailler avec ces hypothèses nécessiterait probablement d'en ré-écrire d'autres (recrutement, dynamique d'effort, migrations), afin de simuler des dynamiques cohérentes avec la réalité et de garantir un bon ajustement aux observations. Une analyse de sensibilité, serait à mener sur plusieurs hypothèses clés, afin de quantifier leurs effets sur les sorties du modèle, et de guider le choix d'hypothèses. À ce titre plusieurs approches existent : une approche par plans d'expériences, déjà utilisée sur des modèles précédents (Drouineau *et al.*, 2006), et dans cette étude hypothèse par hypothèse, sur des modèles intermédiaires ; théorie du fossé de l'information (info-gap) (Ben-Haim, 2006), utilisée également sur ISIS-Fish (Gasche, 2014).

2.3 Un long chemin à parcourir pour mettre en œuvre une MSE opérationnelle

Cette étude a souligné la complexité du développement d'un cadre de MSE, réclamant de nombreuses observations, techniquement exigeant et chronophage (Butterworth, 2007; De Oliveira *et al.*, 2009). En amont de la MSE, des développements longs et lourds ont été effectués :

- En ce qui concerne le développement d'un modèle spatialisé d'évaluation de stocks, le traitement de nombreuses observations, la complexification progressive d'un modèle non spatialisé vers un modèle spatialisé, menant à des apprentissages sur le stock de merlu Nord
- En ce qui concerne le modèle opératoire, la reprise d'une paramétrisation, l'intégration de la connaissance disponible, la calibration du modèle sur la base des observations disponibles, la vérification et la validation du modèle
- Un travail de modélisation et technique pour coupler les modèles précédents dans un cadre de MSE, et évaluer des mesures de gestion des pêches

À l'heure actuelle, l'utilisation de ce cadre de MSE est réduite à cause de la non opérationnalité du couplage de modèles, dues à des divergences entre les 2 modèles explicitées précédemment. Les pistes évoquées pour les résoudre sont elles aussi longues à expérimenter et réclament encore du temps, de plus amples observations et de nouveaux développements.

En contrepartie, le cadre de MSE est un cadre d'évaluation rigoureux pouvant évaluer les performances de nombreux types de mesures de gestion. D'avantages de bénéfiques auraient pu être tirés de ce cadre en explorant d'autres pistes de travail (Punt *et al.*, 2016). Les incertitudes

sur la pêcherie n'ont pas été abordées, alors qu'il s'agit d'un point fort des MSE (Holland, 2010) : les intégrer permet d'identifier quels sont les processus incertains qui ont le plus d'effet dans le cadre de modélisation, de prioriser les incertitudes à réduire, et enfin d'évaluer la robustesse des mesures de gestion aux incertitudes. Les pistes sur les incertitudes évoquées en fin de chapitres 3 et 4 sont donc des perspectives incontournables pour l'évaluation de plans de gestion spatialisés dans la pêcherie étudiée. L'amélioration des deux modèles est une étape indispensable afin de proposer un outil d'évaluation de mesures de gestion plus opérationnel, mais aussi aborder de nouveaux axes de recherche liés à la régionalisation de la gestion des pêches.

3 Vers un outil pour une gestion régionalisée des pêches

Cette étude pourrait par la suite être étendue sur plusieurs dimensions. La première est la pleine intégration de la dimension multispécifique, permettant de mieux prendre en compte les aspects mixtes de la pêcherie, plus cohérente avec la régionalisation de la gestion des pêches. Dans le cas de cette étude, il s'agirait d'intégrer pleinement la sole et la langoustine à la MSE, chacune faisant l'objet d'un modèle de stratégie de gestion, comme cela a été le cas pour le merlu. Un tel développement permettrait de travailler sur des mesures de gestion tenant compte de la dimension mixte de la pêcherie, c'est-à-dire élaborées sur la base de l'état et de l'exploitation estimées pour ces stocks. Il peut s'agir de mesures spatialisées, par exemple une fermeture spatio-temporelle d'une partie de la pêcherie, décidée sur la base de l'évaluation des 3 stocks ; d'une gestion aux TAC par fourchettes de F_{MSY} (F_{MSY} ranges), pour potentiellement réduire les risques de *choke species*, sans compromettre les objectifs de conservation des stocks (STECF, 2015b; Ulrich *et al.*, 2016).

Également, une modélisation d'un ensemble de mesures de gestion avec une réponse des pêcheurs réaliste est une approche conseillée en MSE (Fulton *et al.*, 2014), tenant compte des multiples espèces présentes. Une piste prioritaire à aborder pour la MSE présentée dans ce manuscrit est donc un travail sur la réaction des pêcheurs aux mesures de gestion, mais aussi sur les HCR, notamment celles de la sole et de la langoustine, qui sont très simplistes. Ce travail est possible avec ISIS-Fish, qui permet de décrire la réponse des pêcheurs aux mesures de gestion en fonction de la connaissance disponible sur cette réponse.

Ce travail pourrait aussi être étendu au-delà de la gestion au RMD, alors que les seuls objectifs de gestion abordés dans le chapitre 4 ont été l'exploitation durable au sens de l'approche au RMD et la stabilité des captures. Même si se limiter à seulement quelques métriques pour évaluer une MSE est pertinent, être en capacité d'évaluer plus d'objectifs de gestion, souvent antagonistes, est préférable, afin de mener une évaluation plus fine et réaliste des mesures de gestion. D'autres objectifs fréquemment abordés sont le risque d'effondrement d'un stock, et la stabilité économique de la pêcherie (Punt, 2017). Le premier peut être calculé dans un cadre prenant en compte les incertitudes sur la pêcherie, même s'il est très demandeur en nombre de simulations, donc en temps de calcul. Le second est envisageable avec une modélisation explicite des composantes économiques de la pêcherie, ce qui est envisageable en ISIS-Fish (Pelletier *et al.*, 2009). Une telle modélisation permet également de s'ouvrir à un nouveau panel de mesures de gestion, au-delà de la gestion actuelle au RMD jugée dépassée (Bunnefeld *et al.*, 2011), conçues pour atteindre des objectifs économiques. C'est

le cas de la gestion au REM (Rendement Économique Maximal; *Maximum Economic Yield* MEY), qui vise à maximiser le profit, au lieu de la capture. Ce type de gestion a déjà été évalué, entre autres, par une MSE dans une pêcherie australienne de crevettes, où il permet de mieux stabiliser la capture et le revenu des pêcheurs, et d'atteindre des objectifs de conservation (Dichmont *et al.*, 2008, 2010). Les mêmes bénéfices ne sont pas garantis dans la pêcherie mixte démersale du golfe de Gascogne, où l'estimation du REM, comme celle du RMD, est compliquée par l'aspect mixte de la pêcherie (Guillen *et al.*, 2013); une évaluation comparative des gestions au RMD et au REM n'en resterait pas moins intéressante, notamment pour évaluer la capacité d'une gestion au REM à stabiliser les revenus et la capture.

D'autres approches de gestion existent (en plus du REM), telles que l'Approche Écosystémique des Pêches (AEP), qui en plus des approches de précaution et de RMD intègre les composantes écologiques, sociales et économiques dans la gestion des pêches. Cette dernière se rapproche plus de la régionalisation voulue dans la PCP qu'une "simple" approche de gestion au RMD, et est envisageable avec les nombreux outils de modélisation bio-économique existants, et même le cadre de MSE présenté dans ce manuscrit. Sur le cas d'étude pêcherie mixte démersale du golfe de Gascogne, il existe des expérimentations sur une approche de gestion impliquant tous les acteurs d'une pêcherie (Tissière *et al.*, 2018), permettant d'aborder les problématiques écologiques, halieutiques, sociales et économiques lors de la conception d'une mesure de gestion : ce type d'approche s'intègre dans une régionalisation de la gestion des pêches, mais aussi l'AEP, et peut améliorer les chances de succès d'une MSE. En effet, cette approche participative est complémentaire de l'approche de modélisation présentée dans cette étude : l'outil de modélisation est un support de discussion pour devenir un support d'aide à la décision ; cette étude ne se place pas à l'échelle de la décision, qui s'élabore avec les acteurs de la pêcherie. Les intégrer au long du processus de MSE permet de mieux faire comprendre la démarche adoptée, et éventuellement la faire mieux accepter. Ces 2 étapes sont garantes d'une meilleure implémentation des mesures de gestion décidées sur la base des simulations du cadre de MSE, en concertation avec les acteurs de la pêcherie (Francis et Shotton, 1997; De Oliveira *et al.*, 2009). Une telle approche est certes longue et coûteuse, mais indispensable pour aller vers une régionalisation de la gestion des pêches.

Ce n'est pas encore le cas de la gestion actuelle, qui est complexe, ce qui est d'autant plus vrai pour un pêcheur qui exploite de nombreux stocks au cours d'une année, pour qui s'accumulent de nombreuses mesures de gestion à respecter. Dans cette accumulation, la justification de certaines règles peut ne pas être comprise, qui sont donc mal acceptées et respectées. C'est d'autant plus vrai pour des règles de gestion réclamant de lourds moyens humains et techniques de surveillance (King et Sutinen, 2010; Da Rocha *et al.*, 2012). Ainsi, dans le cadre de la nouvelle Politique Commune des Pêches (PCP), l'obligation de débarquement pour de nombreuses pêcheries a constitué une mesure phare, mais a également suscité de nombreuses inquiétudes dans la profession (Balazuc *et al.*, 2016), pouvant mettre à mal son efficacité.

C'est dans ce contexte qu'une réflexion et des expérimentations *in situ* d'un nouveau mode de gestion se développe : les incitations en temps réel (RTI; *Real-Time Incentives*). Partant du constat que la complexité de la gestion actuelle, nécessitant une surveillance sur place et à bord, amène au non respect de la réglementation et des difficultés pour la mettre

en place (King et Sutinen, 2010; Da Rocha *et al.*, 2012), cette approche propose de la remplacer par une gestion par carte de tarifs à très fine échelle spatio-temporelle. Bien que cette approche soit en cours de développement, et très gourmande en observations sur la pêche, et réclame une modélisation à très fine échelle spatio-temporelle de la pêche étudiée, des expérimentations indiquent que les comportements de pêches qu'elle incite à adopter aideraient à mieux atteindre les objectifs de gestion (Kraak *et al.*, 2014, 2015; Little *et al.*, 2015). Cette approche n'en reste pas pour autant une panacée, et n'est pas encore acceptée de tous. Une approche par MSE, en concertation avec tous les acteurs, permettrait d'en apprendre plus sur la gestion par RTI, en maximisant ses chances de réussites. Ce n'est néanmoins pas à l'ordre du jour pour la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne.

Enfin, la gestion des pêches, via la pression de pêche, intervient parmi de nombreux facteurs anthropiques ou naturels sur la santé des écosystèmes marins : changement global, pollutions, espèces invasives par exemple (Rombouts *et al.*, 2013). L'environnement dans lequel un stock évolue explique de nombreuses variations de la pêche (Shepherd *et al.*, 1984), sans que ces liens ne soient forcément compris, alors qu'il évolue constamment. Ces éléments relativisent le qualificatif de "durable" associé aux approches de gestion mises en place et souvent utilisé tout au long de ce manuscrit, puisque les pêcheries sont en constante évolution et peuvent connaître de brusques variations de dynamiques. La gestion des pêches n'en reste pas moins indispensable pour garantir une exploitation des stocks la plus bénéfique possible d'un point de vue socio-économique, en réduisant le plus possible les perturbations sur les équilibres écologiques en place (Cochrane *et al.*, 2005) ; celle-ci se fait avec des approches plus globales qu'avant, réclamant des outils de modélisation complexe proches de ceux introduits dans cette étude.

Annexe A

Additif sur le jeu d'observations utilisé au chapitre 2

Le chapitre 2 décrit un modèle d'évaluation spatialisé qui a été ajusté à un ensemble d'observations. Ce dernier a demandé un travail de manipulation de données : les rassembler, vérifier, agréger à une échelle pertinente. Ce document passe brièvement en revue le travail effectué de la donnée brute aux observations fournies à la procédure d'estimation du modèle par catégorie de données.

Les pondérations sur les données agrégées au format utilisé pour ajuster le modèle spatialisé sont définies en fonction de leur qualité supposée, de manière subjective (hormis pour les indices d'abondance).

1 Débarquements

Les débarquements sont dans le jeu d'observations sous deux formes :

- Le tonnage débarqué par flottille et pas de temps trimestriel
- La capture en nombre par classe de taille, par flottille et pas de temps trimestriel

Les débarquements sont issus de données de ventes de criée et de déclarations issues des carnets de bords des pêcheurs (logbooks), ainsi que d'échantillonnages en criée pour les compositions en taille. Les données les plus désagrégées disponibles étaient des compilations réalisées par chaque institut national, à l'échelle de l'unité de pêche (voir table A.1), et du pays :

- De 1978 à 1989, à l'échelle de l'année, de l'unité de pêche ; une compilation de données par année
- De 1990 à 2011, à l'échelle du trimestre et de l'unité de pêche ; une compilation de données par année et pays. Pour illustrer l'échelle à laquelle étaient disponibles les données, les débarquements en milliers par les français dans l'unité de pêche 3 (fileyeurs de mer Celtique) au premier trimestre 1997 par classe de taille de 1 cm sont représentés en figure A.1, et les débarquements en poids dans l'unité de pêche 3 par trimestre et par pays en 1997 en figure A.2

Fishery Unit	Description	Sub-area
FU1	Long-line in medium to deep water	VII
FU2	Long-line in shallow water	VII
FU3	Gill nets	VII
FU4	Non-Nephrops trawling in medium to deep water	VII
FU5	Non-Nephrops trawling in shallow water	VII
FU6	Beam trawling in shallow water	VII
FU8	Nephrops trawling in medium to deep water	VII
FU9	Nephrops trawling in shallow to medium water	VIII
FU10	Trawling in shallow to medium water	VIII
FU12	Long-line in medium to deep water	VIII
FU13	Gill nets in shallow to medium water	VIII
FU14	Trawling in medium to deep water	VIII
FU15	Miscellaneous	VII & VIII
FU16	Outsiders	IIIa, IV, V & VI
FU00	French unknown	

TABLE A.1 – Les unités de pêcheries sont définies par un engin de pêche et une sous-zone (VII = mer Celtique ; VIII = golfe de Gascogne ; IIIa, IV, VI = zone Nord)

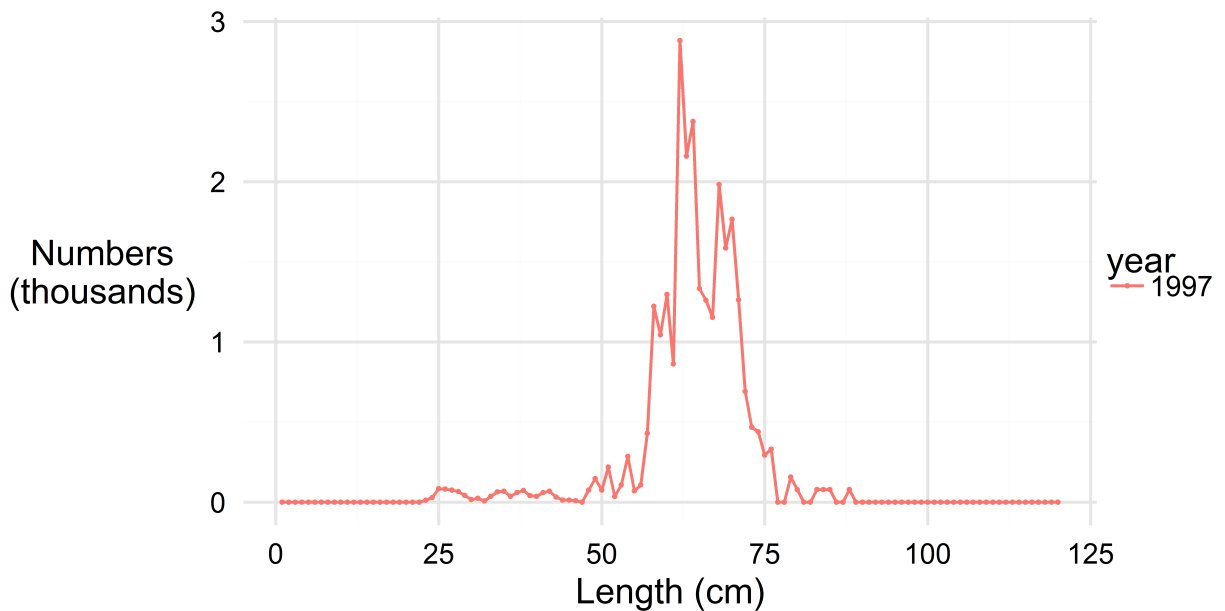


FIGURE A.1 – Débarquements en milliers au premier trimestre 1997 par les français de l'unité de pêche 3

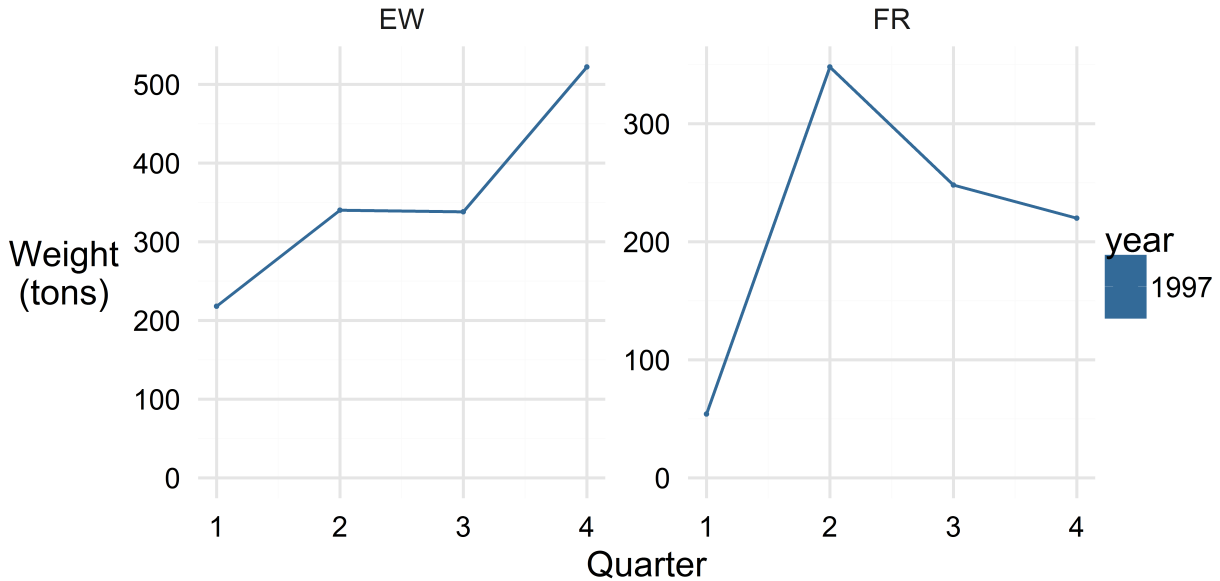


FIGURE A.2 – Débarquements en tonnes en 1997 par trimestre et par pays (EW = Angleterre - Pays de Galles ; FR = France) dans l’unité de pêche 3

- Depuis 2012, la base de données Intercatch regroupe ces informations à une échelle plus fine que celle de l’unité de pêche, par exemple en détaillant le rectangle statistique, la division CIEM, le métier de pêche ; son échelle temporelle peut aller jusqu’au mois, au lieu du trimestre. Cette base de données regroupe les déclarations de chaque pays dans un format homogène, contrairement aux jeux de données utilisés pour le reste de la série temporelle. Il est ainsi possible de travailler avec cette base à l’échelle de l’unité de pêche et du trimestre. La base de données Intercatch a tout de même constitué un obstacle, étant donné que son accès est très restreint, ce qui nécessite d’interagir avec des intermédiaires pour obtenir des extractions. C’est un frein pour des données récentes (3-4 années les plus récentes), les déclarations des pays étant fréquemment corrigées et mises à jour dans la base.

Ces observations sont généralement considérées fiables, bien que les déclarations puissent être erronées. Les déclarations des années les plus récentes peuvent être sujettes à modification suite à des corrections apportées par les instituts nationaux. Au moment où les jeux de données ont été travaillés (2015-2016), les années 2013 et 2014 ont posé problème pour ces raisons, et ont été fréquemment corrigées et mises à jour (oubli de déclaration de capture rejetée, capture déclarée en double, erreurs dans les compositions en taille notamment). Il a donc été décidé de ne pas les intégrer dans le jeu d’observation pour le modèle d’évaluation spatialisé, contraignant à stopper la série temporelle du modèle en 2012. Néanmoins, si ce travail devait être repris aujourd’hui, la série temporelle pourrait très probablement être prolongée de quelques années, ces séries de corrections ayant rarement lieu au-delà de quelques années.

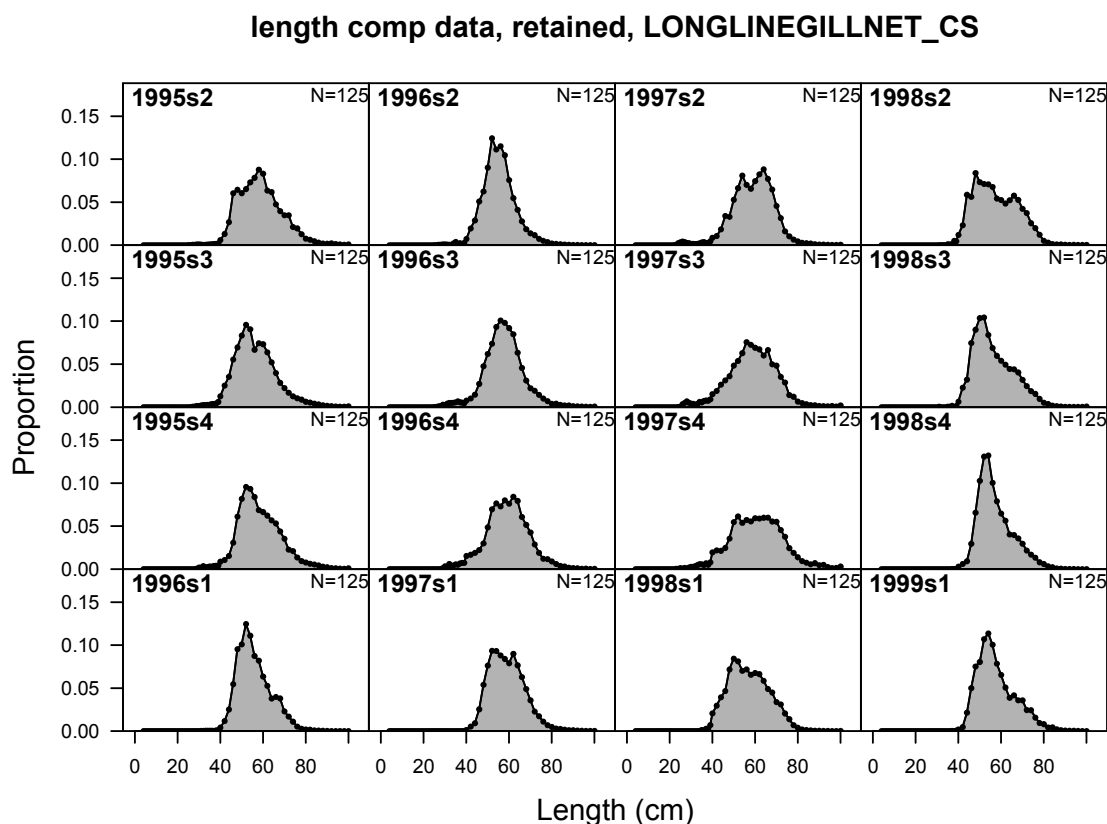


FIGURE A.3 – Composition en taille observée des débarquements pour la flottille LONGLINEGILLNET_CS sur plusieurs pas de temps trimestriels entre 1995 et 1999

Le travail a consisté principalement à vérifier le contenu des données mises à disposition (rechercher aberrations, homogénéités des unités, ...), puis à agréger les données disponibles à l'échelle des flottilles définies dans le modèle d'évaluation, qui sont des agrégations d'unités de pêche; et enfin, les produire dans un fichier au format adapté pour Stock Synthesis. Ceci a demandé d'interagir avec beaucoup d'intermédiaires, en fonction des années des données et des pays, notamment pour corriger certaines aberrations, mais aussi parfois obtenir des fichiers à une échelle suffisamment désagrégée. La multiplicité des intermédiaires a été chronophage.

Plusieurs hypothèses ont été contraintes par le contenu des jeux de données :

- De 1978 à 1989, les observations ne sont disponibles qu'à une échelle annuelle. Il a donc été fait l'hypothèse que la composition en taille ne variait pas au cours d'une année pour une flottille. Les débarquements en poids annuels ont été répartis entre chaque trimestre en utilisant la répartition trimestrielle moyenne pour chaque flottille sur 1990-1994.
- Le découpage des données en unités de pêcheries a fortement contraint le découpage des flottilles et zones du modèle spatialisé. Notamment, il est impossible avec les données mises à disposition du distinguer l'Ouest Écosse de la mer du Nord dans

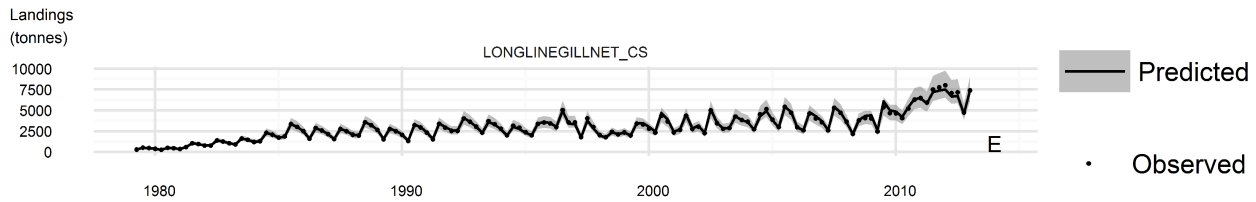


FIGURE A.4 – Ajustement du modèle d’évaluation spatialisé aux observations de débarquements en tonnes pour LONGLINEGILLNET_CS sur 1978-2012

la zone Nord (FU16), malgré les variations spatiales qui y ont été documentées. De même, la séparation entre zones d’accore et de plateau dans la mer Celtique et le golfe de Gascogne est possible, mais difficile et requiert des hypothèses simplificatrices sur les zones où sont pratiquées les unités de pêche.

Une illustration des observations de composition en taille des débarquements auxquels s’est ajusté le modèle d’évaluation est donnée en figure A.3. Cette figure montre les observations de composition en taille des débarquements de la flottille des palangriers et fileyeurs en mer Celtique, regroupant les unités de pêcheries 1 à 3, sur plusieurs pas de temps trimestriels. Les débarquements en poids de cette même flottille sur la série temporelle 1978-2012 avec un pas de temps trimestriel sont illustrés en figure A.4, représentant l’ajustement du modèle à ces observations (extrait de la figure D.2 de l’annexe A du manuscrit).

2 Rejets

Les rejets sont dans le jeu d’observations sous deux formes :

- Le tonnage débarqué par flottille et pas de temps trimestriel
- La composition en taille par flottille et pas de temps trimestriel

Les rejets sont issus de programmes d’observations en mer, comme le programme OBS-MER en France. Les observations ne pouvant être générées que dans le cadre de ces programmes, elles ne sont donc disponibles que pour peu de flottilles, sur des séries temporelles restreintes : 1988-2012 (avec des interruptions) pour les chalutiers espagnols mer Celtique ; 2005-2012 pour les chalutiers espagnols golfe de Gascogne ; 2003-2012 pour les chalutiers languoustiniers golfe de Gascogne et la zone Nord.

Les programmes d’observations en mer reposent sur un plan d’échantillonnage des marées effectuées. Des observateurs observent *in situ* un échantillon de marées, uniquement sur les navires acceptant leur présence, et notent les espèces rejetées, les compositions en taille ou âge des rejets, les tonnages rejetés. Les observations brutes sont ensuite élevées à l’échelle de l’ensemble de marées pour estimer les rejets. Ainsi, le modèle d’évaluation s’est en réalité ajusté à des estimations de rejets, bien qu’elles soient utilisées comme des observations dans la procédure d’estimation. Ces estimations sont sujettes à plusieurs biais : biais d’échantillon-

length comp data, discard, TRAWL_FISH_CS_W

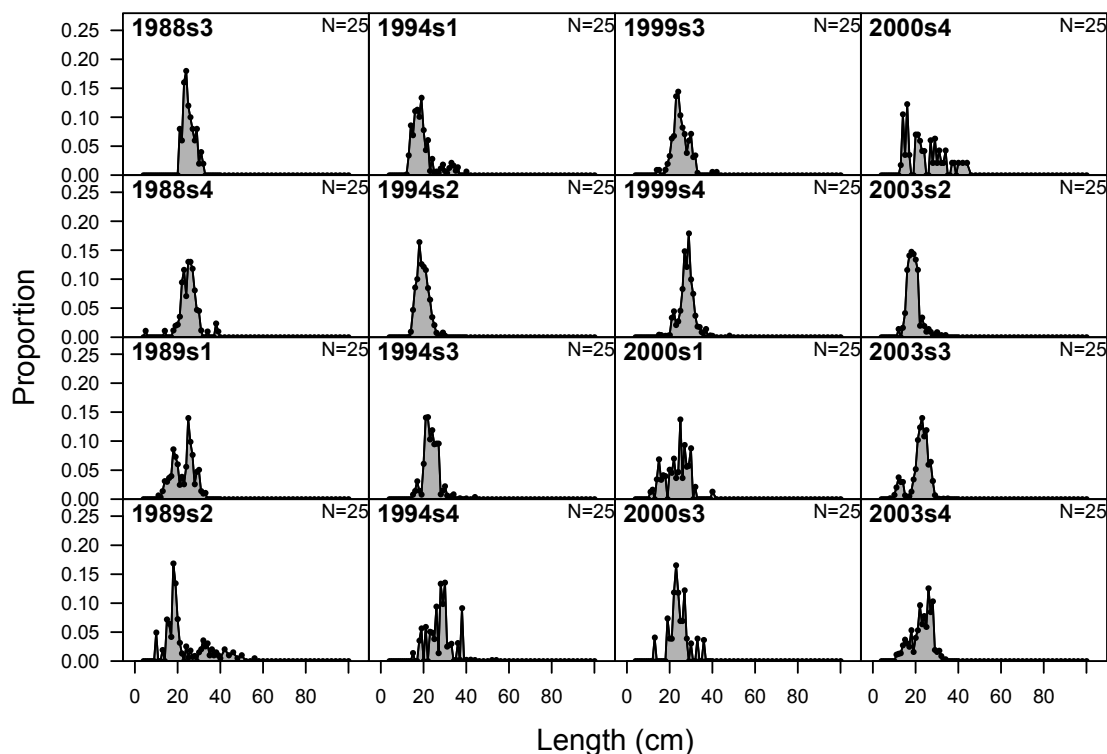


FIGURE A.5 – Composition en taille observée des rejets pour la flottille TRAWL_FISH_CS_W sur plusieurs pas de temps trimestriels entre 1988 et 2003

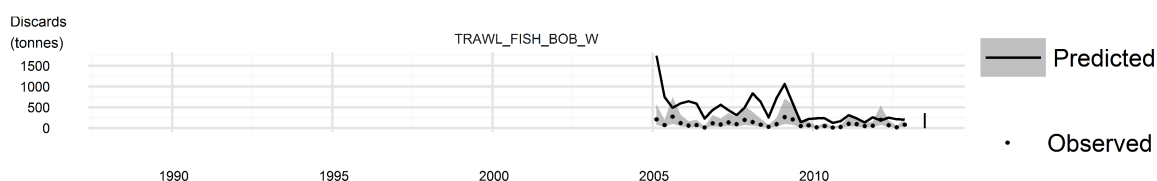


FIGURE A.6 – Ajustement du modèle d'évaluation spatialisé aux observations de rejets en tonnes pour TRAWL_FISH_BOB_W sur 2005-2012

nage, notamment lié au fait que des pêcheurs refusent la présence d'observateurs : certaines pratiques de rejets peuvent donc être non/sous-observées, et les rejets sous-estimés de ce fait. De même, du fait de la présence de l'observateur, un pêcheur peut modifier ses pratiques, en évitant des zones intéressantes, mais où il générerait de grosses quantités de rejets, ou en évitant de mettre en place des pratiques illégales génératrices de rejets (par exemple, mettre une chaussette sur le cul de chalut, empêchant une partie de la capture de s'échapper du chalut, mais très génératrice de rejets une fois la capture ramenée sur le pont du navire).

Ainsi, ces estimations de rejets sont considérées comme les éléments les moins fiables du jeu de données utilisé pour ajuster le modèle d'évaluation. Elles dépendent directement de

l'existence de programmes d'observations et de leur qualité : il y a donc de nombreux rejets qui ne sont pas observés et sont ignorés lors de l'ajustement du modèle d'évaluation. Ce jeu d'observations apporte néanmoins des informations sur le recrutement et les jeunes individus, ces derniers étant rejetés lorsqu'ils sont capturés.

Les données à disposition étaient des estimations après élévation, mais pas la donnée brute issue de l'échantillonnage. Les observations utilisées pour le modèle d'évaluation non spatialisé ont été ré-utilisées au même format : le travail a donc consisté en une vérification (aberrations ?) des données déjà existantes et à les intégrer dans le fichier d'observations pour Stock Synthesis.

Une illustration des observations de rejets auxquelles le modèle s'est ajusté est donnée en figures A.5 et A.6. La première illustre la composition en taille observée des rejets pour les chalutiers espagnols en mer Celtique sur 1988-2003. La seconde illustre l'ajustement du modèle aux rejets observés en poids des chalutiers espagnols dans le golfe de Gascogne sur 2005-2012.

3 Indices d'abondance issus des campagnes océanographiques

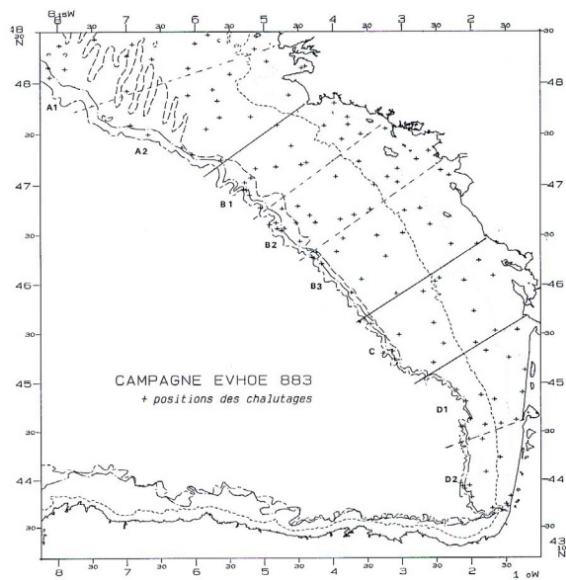
Bien qu'utilisés en tant qu'observations lors de l'ajustement du modèle d'évaluation, les indices d'abondance sont estimés à partir de données de campagnes océanographiques (*survey* en anglais). Chaque campagne a en général lieu dans une même zone géographique, au même moment de l'année, avec le même navire, le même engin de pêche, chaque année. Cela permet d'obtenir une photographie de l'état de nombreux stocks, dans une zone, à un instant de l'année. Par exemple, la campagne EVHOE a lieu tous les ans de mi-octobre à début décembre dans le golfe de Gascogne et le Sud de la mer Celtique. Chaque campagne effectue des traits (coups de chalut) répartis spatialement selon un plan d'échantillonnage (illustré en figure A.7) : celui-ci indique le nombre et le lieu des traits à effectuer dans une strate (zone).

Les données brutes collectées par ces campagnes contiennent, entre autres, pour chaque trait, sa localisation, le nombre d'individus capturés de chaque espèce rencontrée, leur sexe, leur taille, la durée du trait. À partir de ces données brutes et du plan d'échantillonnage, une élévation est réalisée à l'échelle de la zone d'intérêt (une strate ou une agrégation de strates) afin d'estimer un indice reflétant l'abondance. Ces indices correspondent à une capture standardisée par unité d'effort et de surface, et sont comparables d'année en année, permettant de suivre l'évolution de l'abondance. Les incertitudes (variance) sur les indices d'abondances sont calculées lors de l'élévation, et permettent de pondérer le jeu d'observations dans la procédure d'estimation du modèle d'évaluation.

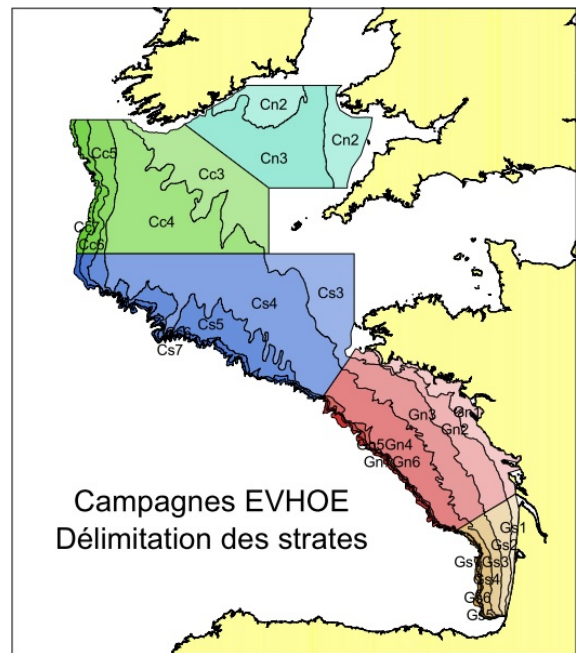
Ces estimations sont en général considérées comme fiables, malgré des incertitudes liées aux variations spatiales, temporelles et au plan d'échantillonnage.

Le travail a consisté à :

- ré-utiliser les indices des campagnes déjà utilisées pour ajuster le modèle non spatialisé



(a) Plan d'échantillonnage de la campagne EVHOE dans le golfe de Gascogne à l'automne 1988 ; les points sont les positions des traits - Source IFREMER SIH



(b) Strates de la campagne EVHOE - Source IFREMER SIH

FIGURE A.7 – Exemples de plan d'échantillonnage et de stratification sur la campagne EVHOE

- Pour EVHOE, demander les données brutes et calculer des indices d'abondance par année pour le golfe de Gascogne et la mer Celtique
- Pour SWC-IBTS et NS-IBTS, demander les données brutes, sélectionner les trimestres pour lesquels un indice d'abondance pouvait être utilisé, calculer les indices d'abondance pour chaque trimestre choisi et campagne. Les trimestres 2 et 4 de NS-IBTS ont été volontairement exclus, car ils concernaient une série temporelle courte (1991-1997) et auraient pu demander de complexifier le modèle ; pour SWC-IBTS la série temporelle ne commence qu'à partir de 1997, car les estimations des années précédentes étaient basées sur moins d'individus et jugées non fiables.

Une illustration des observations auquel le modèle s'est ajusté est donnée en figures A.8 et A.9. La première illustre la composition en taille observée pour la campagne SWC-IBTS de 1997 à 2012. La seconde illustre l'ajustement du modèle aux log-indices d'abondance de toutes les campagnes (figure 2.5 du manuscrit).

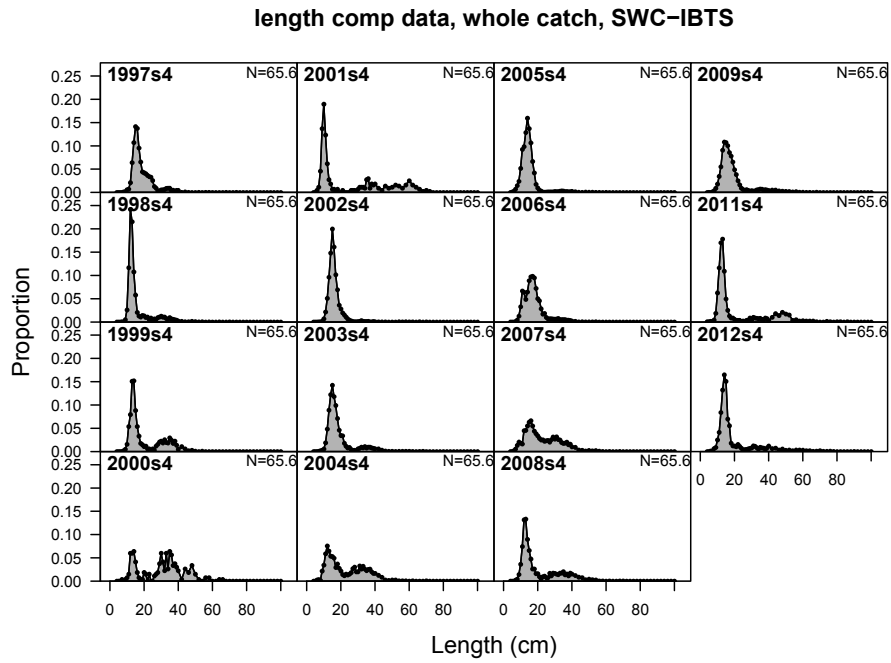


FIGURE A.8 – Composition en taille observée pour la campagne SWC-IBTS sur 1997-2012

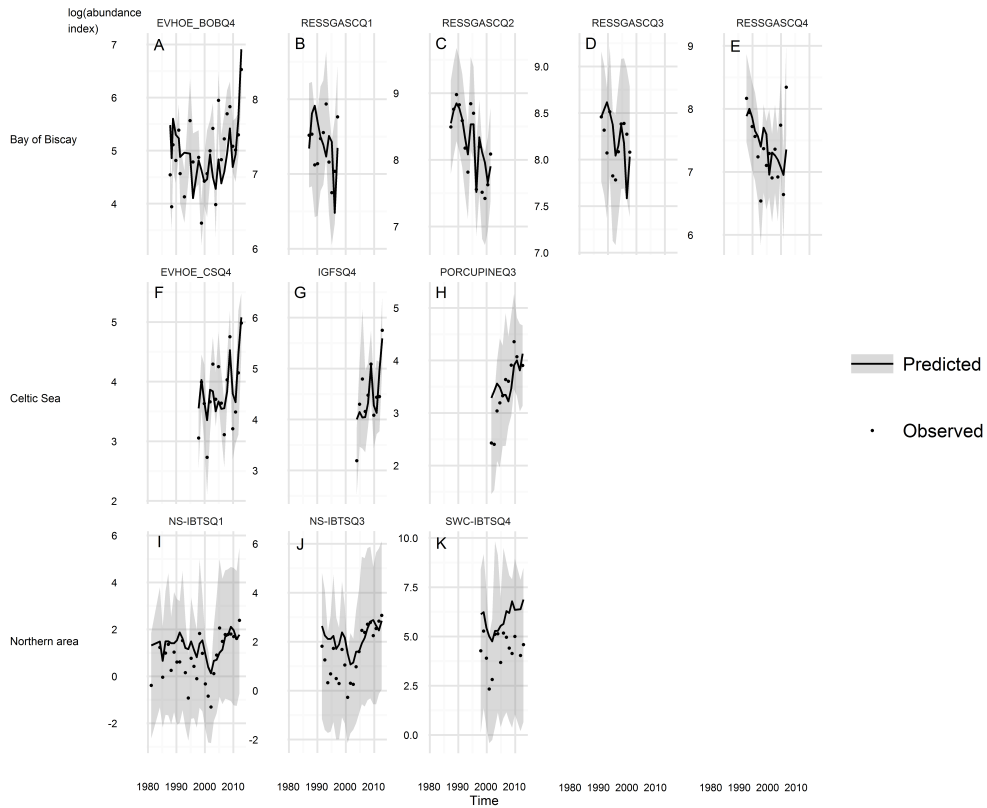


FIGURE A.9 – Ajustement du modèle d'évaluation spatialisé aux log-indices d'abondance pour toutes les campagnes

Annexe B

Annexes de l'article "Towards a spatial integrated stock assessment model for European hake northern stock"

Appendix A

Fleet	ICES Sub-area	Description	Selectivity pattern	Options
SPTRAWL7	7	Non- <i>Nephrops</i> offshore trawlers in the Celtic Sea, mainly spanish.	Double normal Retention : logistic	Retention estimated for 1978-1997, 1998-2009 and 2009-2012
TRAWLOTH	7,8	Shelf non- <i>Nephrops</i> trawlers Bay of Biscay and Celtic sea, <i>Nephrops</i> trawlers on the Celtic Sea shelf.	Logistic	
FRNEP8	8	<i>Nephrops</i> trawlers Bay of Biscay.	Double normal Retention : logistic	
SPTRAWL8	8	Offshore non- <i>Nephrops</i> trawlers Bay of Biscay.	Double normal Retention : logistic	Retention estimated for 1978-1997 and 1998-2012
GILLNET	7,8	Gillnetters Bay of Biscay and Celtic Sea	Double normal	
LONGLINE	7,8	Longliners Bay of Biscay and Celtic Sea	Double normal	
OTHERS	3a, 4, 5, 6, 7, 8	Mix of <i>métiers</i> not in the Bay of Biscay, nor the Celtic Sea, and of miscellaneous <i>métiers</i> in the Celtic Sea and the Bay of Biscay.	Logistic Retention : logistic	Selectivity and retention estimated for 1978-2002, then random walk between 2003-2012

Survey	ICES Sub-area	Description	Selectivity pattern	Options
EVHOE	7, 8	EVHOE (autumn)	Double normal	
RESSGASCQ1	8	RESSGASC winter	Double normal	
RESSGASCQ2	8	RESSGASC spring	Double normal	RESSGASCQ1 selectivity pattern
RESSGASCQ3	8	RESSGASC summer	Double normal	RESSGASCQ1 selectivity pattern
RESSGASCQ4	8	RESSGASC autumn	Double normal	RESSGASCQ1 selectivity pattern
PORCUPINE	7	PORCUPINE (summer)	Double normal	
IGFS	7	IGFS (autumn)	Double normal	

Table A.1: Fleets in the non spatial model (ICES, 2016). The selectivity and retention patterns of the two Spanish trawler fleets are dissimilar enough to justify their distinction from the other fleets.

Model	Non spatial	1 (Intermediate 1)	2	3	4	5
Assumption family		Selectivity assumptions			Fleets design	Areas definition
Areas	1	1	-	-	1	3
Fleets	7	8	-	-	10, 11	8
Surveys	7	8	-	-	8	8
Recruitment allocation	Seasonal allocation	Seasonal allocation	-	-	Seasonal allocation	Spatio-seasonal allocation
Migrations	No	No	-	-	No	No
Fleets/survey sharing the same selectivity pattern	RESSGASC	-EVHOE -RESSGASC	-Non Spanish non <i>Nephrops</i> trawlers -Longliners gillnetters -EVHOE -RESSGASC	-Non Spanish non <i>Nephrops</i> trawlers -EVHOE -RESSGASC	-EVHOE -RESSGASC	-EVHOE -RESSGASC
Others		Fleet design introduced in table 2	-	-	Distinction between: - longliners and gillnetters - <i>Nephrops</i> and non <i>Nephrops</i> trawlers in the Celtic Sea - Celtic Sea trawlers and a Celtic Sea mix fleet	Areas design introduced in figure 1

Table A.2: Successive intermediate models. Assumptions within a family were compared against each other and also compared to the previously **selected model**, or, for the first assumption family, to the non spatial model. Assumption families are listed in test order. After a comparison, a model is either rejected, or is **selected (in bold)**. The testing of the next assumption family is based on this model.

Model	6 (Intermediate 2)	7	8	9	10
Assumption family	Surveys inclusion	Selectivity assumptions		Migration design	
Areas	3	3	-	3	-
Fleets	8	8	-	8	-
Surveys	11	11	-	11	-
Recruitment allocation	Spatio-seasonal allocation	Spatio-seasonal allocation	-	Spatio-seasonal allocation	-
Migrations	No	No	-	Yes	-
Fleets/survey sharing the same selectivity pattern	-EVHOE -RESSGASC -NS-IBTS	-Non Spanish non <i>Nephrops</i> trawlers -EVHOE -RESSGASC -NS-IBTS	-Non Spanish non <i>Nephrops</i> trawlers -Longliners gillnetters -EVHOE -RESSGASC -NS-IBTS	-EVHOE -RESSGASC -NS-IBTS	-
Others	Inclusion of 3 northern area surveys: -NS-IBTSQ1 -NS-IBTSQ3 -SWC-IBTS			Complex migration designs, alternative definitions of the estimation procedure (see text)	Migration design introduced in table 3

Table A.2: Successive intermediate models. Assumptions within a family were compared against each other and also compared to the previously **selected model**, or, for the first assumption family, to the non spatial model. Assumption families are listed in test order. After a comparison, a model is either rejected, or is **selected (in bold)**. The testing of the next assumption family is based on this model.

Model	11 (Final spatial model)	-
Assumption family	Jitter analysis	Likelihood profiling
Areas	3	3
Fleets	8	8
Surveys	11	11
Recruitment allocation	Spatio-seasonal allocation	Spatio-seasonal allocation
Migrations	Yes	Yes
Fleets/survey sharing the same selectivity pattern	-EVHOE -RESSGASC -NS-IBTS	-EVHOE -RESSGASC -NS-IBTS
Others	Test the estimation procedure sensitivity to the initial point, and change the initial point.	Force a recruitment related parameter value to create a likelihood profile, and check that the previous selected model estimation procedure globally converged.

Table A.2: Successive intermediate models. Assumptions within a family were compared against each other and also compared to the previously selected model, or, for the first assumption family, to the non spatial model. Assumption families are listed in test order. After a comparison, a model is either rejected, or is selected (in bold). The testing of the next assumption family is based on this model.

Figure A.1: Likelihood profile (black solid line) of virgin level recruitment parameter ($SR_LN(R0)$), with a 0.05 step over the 12.5;12.7 interval and a 0.01 step otherwise. The value estimated by the spatial model is shown in blue with the blue dotted line. Even though the profile is smooth, for some $SR_LN(R0)$ values, up to 60 initial points were used to run the estimation procedure before reaching global convergence, indicating an instability between local and global convergences.

Figure A.2: Retrospective plots of global fishing mortality F (left upper panel), global spawning stock biomass (SSB) in tonnes (left middle panel), global recruitment R in numbers (left bottom panel) and migrations (right middle panel) per season and age class.

Figure A.3: Retrospective plots of spatial fishing mortalities F (upper panels), spatial spawning stock biomass (SSB) in tonnes (middle panels) and spatial recruitment allocation (bottom panels), in each area (Bay of Biscay in left panels, Celtic Sea in middle panels, northern area in right panels).

From the non spatial model to the final spatial model

This text comments table A.2 on the intermediate models between the non spatial and the final spatial model. In this table, each model is assigned a number, indicating in which order the models were implemented, and an assumption family. Each model of the same assumption family were implemented at the same time and compared together with the previous selected model (in bold). After a comparison, a choice is made on the assumptions to implement, to then work on another assumption family.

Selectivity assumptions

4 models were compared: the non spatial model, and 3 models implementing the fleets design introduced in table 2, including the intermediate 1 model. At this step, we tested:

- the potential benefits provided by a fleets design distinguishing fleets according to the areas where they operate

- the most relevant selectivity assumptions on sharing the same selectivity pattern. Several fleets are modeled in Bay of Biscay and in the Celtic Sea (longliners/gillnetters, non Spanish and non *Nephrops* trawlers), and may have close selectivity patterns since they operate with similar gears. The aim here is to assess the potential benefits of defining one selectivity pattern per fleet and zone.

The fit improvement when implementing the intermediate 1 model from the non spatial model is already shown in the manuscript, especially on length compositions and on indices of abundance. This fit improvement also occurs for the model sharing selectivity pattern for non Spanish and non *Nephrops* trawlers (model 3). The estimation procedure for the model sharing the same selectivity pattern for longliners/gillnetters, and for non Spanish non *Nephrops* trawlers did not converge

(model 2). This non convergence may be linked to the model misspecification at this step, with a spatially invariant stock structure, and some spatially invariant selectivity patterns, yet related to a dataset with spatial variability.

About models 1 and 3:

- their estimates are similar, except on selectivity patterns that were shared or not.

- there is a slight fit quality improvement with model 3, due to the fact that this model has more parameters than model 1 to fit to the data. However, these 2 models bring the same information. In terms of pseudo-AIC, model 1 is better (44026.0) than model 3 (46830.2).

Hence model 1 (intermediate 1) is chosen at this step. However, further work will be required on selectivity assumptions when implementing areas, as we were working on misspecified models.

Fleets design

Here several models are called "model 4", and all refer to models including fleets design more complex than the one introduced in table 2:

- one distinguished longliners and gillnetters ("10 fleets model")

- one also distinguished *Nephrops* Celtic Sea trawlers from Celtic Sea trawlers ("11 fleets model")

These models were compared to intermediate model 1 (model 1). This step aims at assessing the potential benefits provided by more complex fleets designs. Actually, these "models 4" were also implemented in more complex configurations, describing explicitly 3 areas. However:

- model 1 and "models 4" estimates were close.

- Fit improvements were brought by the more complex configurations. However, as these models became more complex, especially when describing migrations, the data became insufficient to support all the complexity, resulting in estimation of parameters on bounds, convergence issues.

these was due to the high cost in parameters when adding describing a new fleet (140 fishing mortalities parameters per fleet).

- The *Nephrops* Celtic Sea trawlers fleets was the one catching the less hake, and then had a small weight in the parameter estimation procedure.

- Even if longliners and gillnetters selectivity patterns have some differences, both of these fleets focus on big individuals (50-60cm).

Given all of these elements, we decided to work the fleets design introduces in the table 2, hence to keep intermediate model 1 (model 1).

Areas definition

Intermediate model 1 (model 1) and a model describing explicitly 3 areas (model 5) were compared. The aim was to assess the potential benefits brought by an explicit stock spatial structure. These benefits have been discussed in the manuscript with the intermediate model 2 (model 6), and also apply to model 5. The fit improvement and benefits discussed in the manuscript are also perceptible in the pseudo-AIC values, as model 6 performs better in terms of pseudo-AIC (41904.4) than model 1 (44026.0). for these reasons, model 5 was selected.

Surveys inclusion

Model 5 and 6 (intermediate 2) were compared. The only difference between them is that model 6 (intermediate 2) integrates 3 surveys in the northern area, meanwhile no survey is conducted in the northern area for model 5. The expected benefits were a better estimation of recruitment and a better fit to length composition in the northern area, since these surveys were supposed to provide information on small individuals that were previously lacking.

Given the fits on indices of abundance and on length frequency distributions, the information provided by these surveys was accounted for, mostly at the end of the time series for indices of abundance, and on the whole time series for length compositions.

There was a sensitivity to the adding of the northern area surveys, especially for the recruitment spatial allocation, since more recruitment is allocated to the northern area in model 6 than in model 5.

Given these elements, model 6 (intermediate 2) was selected.

Selectivity assumptions

As stated previously; further work on selectivity assumptions was needed, given that:

- the choice on selectivity assumptions previously occurred on a misspecified model (intermediate 1)
- a spatial model can account for spatial variability through its spatial structure and not only selectivity, therefore it could be possible to still account for spatial variability with simpler selectivity assumptions (*i.e.* fleets sharing the same selectivity pattern).

Hence, models 6 to 8 were compared, with the selectivity assumptions introduced in table A.2. The best performing model in terms of pseudo-AIC was model 6 (intermediate 2;40995.2), then model 8 (41275,8), then model 7 (41978.4).

Given this, model 6 was selected. However, when implementing more complex assumptions on migrations, we were confronted to issues with the estimation procedure. Again, this may be linked to misspecifications in the model. Hence, models including migrations and selectivity assumptions from models 7 and 8 were also tested, however this did not solve the issues with the estimation procedure, and lead us to models with lesser performances in terms of pseudo-AIC compared to the final spatial model. Hence, model 6 was selected again.

Migrations design

Model 6 (intermediate 2) has a misspecification, which is the absence of migrations, which is very unlikely given the literature detailed in the manuscript. Hence, we compared models 6, 9 and 10. Models 9 and 10 implement different migrations designs, which are expected to allow for a better specification of the model and to enhance the model statistical properties:

- Several "model 9" were implemented, each with a different migrations design at least as complex as the one introduced in table 3. These migrations designs were defined from the migration design introduced in table 3.

The following migrations designs were tested :

-Movements 1 to 8

-Movements 1,2,3,5,6,7

-Movements 1,2,4,5,6,8

-Movements 1,2,5 and 6

-Movements 1,3 and 6

-Movements 1 and 3

-Movements 1 and 6

-Movement 1

-Movement 6 (final spatial model migration design; model 10)

Some of these movements are not described in the literature, yet these assumptions are not contradictory with literature, since these movements may be estimated at a rate of 0% of population moving. These models are more complex than model 10, since more parameters are to be estimated.

For all these migration designs, several definitions of the estimation procedure were tested, given the convergence issues that were encountered (mostly initF parameters estimated on their upper

bounds):

- init F parameters estimated from phases 1 to 6, and R_0 parameter estimated in phases 1 or 6 (initF estimated from phase 1 and R_0 from phase 6 in the final spatial model)
- init F upper bounds equaled 4, 8, 16, or 32. (all init F upper bounds at 8 for the final spatial model)
- use the init F and R_0 values estimated by intermediate model 2 as initial point

Several convergence issues emerged with models 9, probably due to the fact that there is not enough information in the data to inform the model (no tagging data is available to properly estimate migrations). Model 10, in which the simplest migrations design is implemented, had good statistical properties, and performed better in terms of pseudo-AIC (40779,6), compared to model 6 (40995.2). We noticed a sensitivity to the description of migrations in the estimates of biomass, fishing mortality, and spatial allocation of recruitment.

Given these elements, model 10, implementing the migration from the northern area to the Celtic Sea at season 3 only, was selected.

Jitter analysis

To test the sensitivity of the model to initial points, we ran a jitter analysis, by running several times the same SS3 model (model 10), but with a different initial point for each. We ran the jitter analysis for 40 different points, using the jitter option in SS3, with a 10% variability. On the 40 runs, 37 converged and were identifiable, 20 of them converged to a global optimum, with similar sets of estimates, the 17 others converged to local optima. This indicates a sensitivity of the estimation procedure to the initial point, then the necessity to work on its definition to ensure a global convergence. We selected the model which had the lowest objective function of the 40 runs, which is among the 20 models near the global optimum (model 11).

Likelihood profiling

To ensure the model reached global convergence, we made a likelihood profile on the virgin level of recruitment parameter (R_0), to which the model is highly sensitive, which is displayed in figure A.1. For each tested R_0 value, 1 initial point was tested. If no global convergence occurred on these points, 4 new other initial points were tested. We repeated this step until global convergence occurred. Among these runs, we kept the run associated to the lowest objective function for each R_0 value, and then plot the profile based on these values. Between 1 and 60 initial points were used for each R_0 parameter value. The fact that more than 1 initial point were needed for several R_0 values indicated an instability between local and global convergences. When placing model 11 on the likelihood profile (see blue dotted line on figure A.1), we noticed the estimated R_0 value was near the optimum of the profile. Also model 11 relative objective function is 0, which indicates a global convergence. Given this, we selected model 11 as the final spatial model.

Retrospective analysis

At a global scale (figure A.2), we have a retrospective pattern on 2008 recruitment, as the current working group model, and also on the end of the time series of SSB and F: the more recent data is included, the more F is estimated higher and the more SSB is estimated lower. Also, we notice a pattern on the F series, for which estimated values increase when including data from 2008 to 2011, and then decrease. However, the F time series pattern is weaker than the one observed on global F estimates for the non spatial model (ICES, 2014).

The retrospective pattern on 2008 pattern, also encountered by the working group is related to fleets length frequency distributions and the way they are modeled; the model tries to explain the observations through an increased recruitment in 2008.

At a spatial scale (figure 1.3), retrospective patterns are encountered at the end of the time series on

all estimates and areas, and also on F Bay of Biscay 1981-1982 and around 1990, on Celtic Sea SSB 1981-1983 and 1985-1986, and also spatial recruitment allocation for the Bay of Biscay and the Celtic Sea around 1980, around 1985, 1993-1994 and in 1996-1997. The pattern on movement is weak (figure A.2), with a slightly higher value estimated for 2008 model.

These patterns may also be related to differences in recent years observations on compositions. For instance, Celtic Sea and northern area surveys have different length compositions for 2011 and 2012 observations, which may bring new information, hence the differences in spatial recruitment allocation at the end of time series for 2011 and 2012 models. Other similar issues are to be raised. Also, these estimates depend on the estimations of many parameters, which need numerous data to be estimated. The adding of recent, informative data may still bring new retrospective patterns at least at a spatial scale. Including other observations, such as on tagging or discards, which are currently not available, could help to resolve these patterns.

Appendix B

Global fishing mortality calculation

Fishing mortality F_t at the beginning of year t was based on numerical abundance per age class a

$N_{a,t}$. We included fishing mortalities for age classes 1 to 4:

$$F_t = -\ln\left(\frac{\sum_{a=1}^4 N_{a+1,t+1}}{\sum_{a=1}^4 N_{a,t}}\right) - M$$

Spatial fishing mortality

Fishing mortality $F_{t,z}$ at the beginning of year t in a zone z was based on numerical abundance per age class a $N_{a,t,z}$. We included fishing mortalities for age classes 1 to 4:

$$F_{t,z} = -\ln\left(\frac{\sum_{a=1}^4 N_{a+1,t+1,z}}{\sum_{a=1}^4 N_{a,t,z}}\right) - M$$

Appendix C

.dat and .ctl files are provided in the Supplementary Material.

Details on the .ctl file (treated in the order of the file)

Blocks

2 block patterns were defined to model time variability in some retention patterns:

- First block pattern includes 2 blocks: 1978-1997, 1998-2009. This block pattern is used on estimated parameters for retention pattern of TRAWL_FISH_CS_W
- Second block pattern includes 1 block: 1978-1997. This block pattern is used on estimated parameters for retention pattern of TRAWL_FISH_BOB_W

The selectivity and retention patterns on OTHERS fleet are also time-varying, but does not use blocks. Instead, for each estimated parameter of these patterns, a parameter is estimated for 1978-2002. For 2003-2012, an additive random walk is made.

Growth

Between ages 0 and 0.75, corresponding to length 0 to 15.8392cm, growth is modeled with a linear relationship.

From age 0.75, growth is modeled with the von Bertalanffy relationship established by the latest benchmark on northern hake stock (ICES, 2014). These parameters values are fixed, hence no estimation is made on growth parameters:

-mean length at age 0.75 =15.8392cm

-L_{inf} = 130cm

-K = 0.177319

Recruitment allocation

Recruitment is allocated between 3 areas and 3 seasons when recruitment is allowed in the model (winter, spring and summer).

For areas, the recruitment allocation associated parameter :

- for the first area (Bay of Biscay) equals 0 and is constant

- for the second area (Celtic Sea) is time-varying between 1978 and 2012 and varies between -12 and 12. A constant, mean value is estimated for this parameter, and for each year, a deviation parameter is estimated, associated to a standard deviation of 0.5. This deviation adds to the mean value for each year. No prior is used.

-for the third area (northern area), same modeling as the second area

For seasons, the same modeling as for spatial allocation is used for the 3 first seasons. For the fourth season, for which no recruitment occurs, the parameter value is constant.

Movements

1 age-dependent movement is defined (see table 3) :

-No individual moves before age 2

-A rate of X moves after age 3

-between ages 2 and 3, a linear interpolation is made between 0 and X.

The X rate is computed basing on movement parameters values (see SS3 User Guide for details).

This movement is described by 2 parameters, one for age 2, one for age 3. The age 2 parameter is constant and fixed to a low value, so that no individual moves at age 2. Only the parameter for age 3 is estimated, without any prior.

Recruitment

R₀ was estimated in the last phase of the estimation procedure, with an initial value of 12.88, which is close to the R₀ values estimated by the non spatial models these last years. Since the model was sensitive to the R₀ parameter, we made the choice to have this parameter estimated in last, so that its value would be estimated conditionally to all other parameters, which were already estimated. Hence we expected the estimated R₀ to be easier to estimate. This was indeed the case: when running SS3 on 40 different initial points, and estimating R₀ in phase 1, 7 models reached global convergence. When estimating R₀ in the last phase, 19 reached global convergence. As estimating R₀ in the last phase allowed the procedure estimation to be more likely to reach global convergence, we estimated R₀ in the last phase.

Steep: constant, equals 0.999, allowing recruitment to be almost independent of spawning biomass. that choice is made since the 2010 benchmark, as the time-series has insufficient contrast to estimate the degree for curvature in the relationship (ICES, 2010).

Sigma_R: constant, fixed to 0.4. This is the value used in the non spatial model fixed by the benchmark (ICES, 2014).

There is no modeled link between environment and recruitment

R₁ offset is estimated in a similar way to the non spatial model.

Autocorrelation in recruitment: none is modeled. The parameter is constant and equals 0.

Recruitment bias adjustment:

The model has been parametrized in a similar way to the non spatial model (ICES, 2016):

- First year of main recr devs = 1970
- Last year of main recr devs = last year = 2012
- recdev_early_start is not used
- Last early year with no bias is set the starting year - 1000 = 978
- First year with full bias adjustment is set to 1975
- Last year with full bias adjustment is set to last year + 2 = 2014
- Last year with no bias adjustment is set to last year + 3 = 2015
- Maximum bias adjustment = 1
- Minimum and maximum recruitment deviations are set to -5 and 5 respectively.

Fishing mortality information

As in the non spatial model, one parameter per fleet is estimated. However, in the final spatial model, the maximum bounds of these parameters were extended from 2 to 8: as fishing mortalities are relative to the abundance of the area where a fleet operates, higher values could be reached. For similar reasons, the maximum fishing mortality/harvest rate was raised from 2.9 to 8.

Catchability

The parametrization is similar to the non spatial model. For all fleets and surveys, Do_Power, Do_Env_Link and Do_extra SD are set to 0. Catchability is set as a scaling factor, with bias adjustment only for surveys.

Selectivities and retentions

Selectivities and retentions at length are estimated. To ensure that selectivities do not vary with age, all fleets and survey share the same selectivity at age pattern, which is parametrized so that selectivity at age equals 1 for all ages, even age 0 individuals.

Details on selectivity and retention at length patterns for each fleet and survey are provided in table 2. details on time-varying patterns are also provided in table 2, and in the "Blocks" section of this appendix.

Weightings

Weightings were chosen in a similar way to the non spatial model (ICES, 2010):

- extra variability was added to surveys, increasing the CV by 0.1 (EVHOE), 0.2 (RESSGASC, IGFS, SWC-IBTS, NS-IBTS), 0.3 (PORCUPINE)

- multipliers were applied to the length compositions sample sizes: 1 for LONGLINEGILLNET_CS and LONGLINEGILLNET_BOB, 0.5 for all the other commercial fleets, 1 for EVHOE, 0.525 (RESSGASC, IGFS, SWC-IBTS, NS-IBTS), 0.35 (PORCUPINE)

- length composition sample sizes are detailed in the .dat file section

Details on the .dat file (treated in the order of the file)

1978 is the first year, and 2012 is the last year. 4 seasons of 3 months are defined (quarters).

Spawning occurs at the beginning of the first quarter.

Surveys occur at the mid-point of a quarter, except PORCUPINE which occurs at the end of its quarter (0.9).

Initial catch equilibrium was calculated for each fleet as the mean catch on the the 1978-1982 period.

Weightings

Weightings were chosen in a similar way to the non spatial model (ICES, 2010).

Standard error in log scale: 0.1 for catch, 0.5 for discards. See the .dat file for surveys CV, which is externally estimated and represents only their internal variability.

Lognormal error distributions were chosen for abundance indices and discards in weight.

Length compositions sampling sizes :

-Landings, 125 for all fleets, except TRAWL_FISH_CS_W for which 50 was used for 1990-1997 and 200 was used from 1998 onwards

-Discards: 50 for TRAWL_FISH_CS_W, TRAWL_FISH_BOB_W and OTHERS, 80 for TRAWL_NEP

-Surveys: 125 for all surveys.

Length bins

73 population length bins were defined: 1 cm length bins from 1 to 39cm, then 2 cm length bins from 40 to 98cm, then 10cm length bins from 100 to 120cm, then a + class beginning at 130cm.

Bins are defined by their lower edge. The last length bin is a + class.

67 data length bins were defined: 1 cm length bins from 4 to 39cm, then 2 cm length bins from 40 to 98cm, and a + class beginning at 100cm.

Parameter value estimation

Parameters and state variables were estimated iteratively (Table C1), using ADMB with a quasi-Newton algorithm to minimize an objective function (Fournier et al., 2012). The objective function

OF is a weighted sum of the negative log likelihoods:

$$OF = \sum_Y \omega_Y L_Y$$

where Y belongs to the set of available observations (*i.e.* abundance indices from surveys, landings by weight, discards by weight, length-frequency distributions, initial equilibrium catch, recruitment deviations, time series deviations), L_Y is the negative log likelihood of Y observations and ω_Y is a weighting factor for L_Y . More details on each likelihood component can be found in (Methot and Wetzel, 2013). Note that the objective function is not a likelihood, as it is a sum of negative log likelihood components and recruitment deviations are penalized parameters. The weighting factors give more weight to accurate observations in the estimation procedure, and are directly derived from coefficients of variation, standard deviations and sample sizes for each type of observation: the smaller the coefficient of variation or standard deviation, or the larger the sample size, the higher the weighting.

Parameter family	Parameters	Number of parameters
Population	Spatio-temporal recruitment distribution	144
	Migration	1
	Annual recruitment	45
Fishing mortality	Fishing mortality at initial equilibrium	8
	Fishing mortality per fleet and time step	1120
Selectivity and retention	Selectivity and retention	116
Total		1434

Table C1: Estimated parameters for the spatial model

Appendix D

Comments on fit to observations on length compositions

For the commercial fleets, observations are all well predicted by the model and the only weaknesses are for the mixed fleet OTHERS and for uncertain discard data. There are large discrepancies between observed and predicted length-frequency distributions of the OTHERS fleet landings and

of the discards for the fleets for which discarding is assumed (Figure D.1). The high values of Pearson residuals for the OTHERS fleet landings with lengths of around 10 cm (Figure D.1, panel V) reflect the under-estimation of small fish. However, the OTHERS fleet landed such small fish only in 1989 (see Supplementary Material) while the model predicted that the OTHERS fleet never landed fish of around 10cm, ignoring the few small fish landed in 1989. The poor fits for discards (Figure D.1, panels J, K, R and W), are not surprising as, due to the very low levels of sampling for discards, the length-frequency distributions are given a low weight in the estimation procedure.

Figure D.1 : Mean Pearson residuals over time steps against length for each commercial fleet / survey and type (landings, discards or survey). The 2 first rows are for the Bay of Biscay fleets (panels A to K), the 2 next rows are for the Celtic Sea fleets (panels L to R) and the last row is for the northern area fleets (panels S to W).

Comments on fit to observations on total catch and discards in weight

The model provides a good prediction of the inter-annual variations of landings and discards by weight (Figure D.2) except for the discards from non-*Nephrops* trawler fleets (panels I and K) which are over-estimated in the Bay of Biscay and under-estimated in the Celtic Sea. This could cause the fishing mortality in these areas at the end of the time series to be over-estimated in the Bay of Biscay and underestimated in the Celtic Sea. The fit is poorer for discards than landings, because of the higher uncertainties associated with the discards. These uncertainties are reflected in the CVs given by the user, used in the objective function, which affect the goodness of fit for these observations.

Figure D.2: Spatial model fit to total landings (panels A to H) and discards (panels I to L) by weight in tonnes for each commercial fleet. The widths of the bands represent twice the standard error.

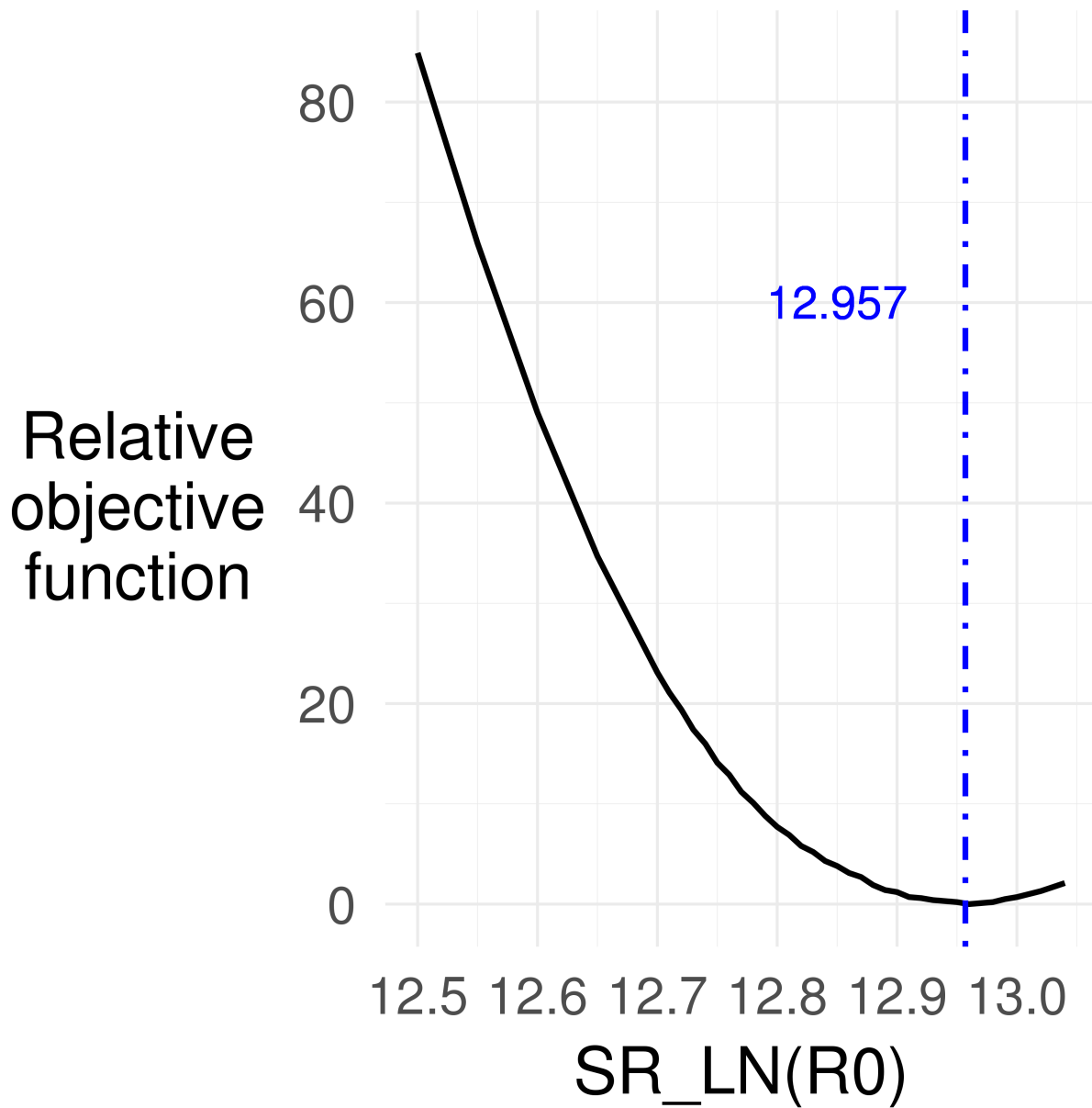


FIGURE B.1 – Likelihood profile (black solid line) of virgin level recruitment parameter ($SR_LN(R0)$), with a 0.05 step over the 12.5;12.7 interval and a 0.01 step otherwise. The value estimated by the spatial model is shown in blue with the blue dotted line. Even though the profile is smooth, for some $SR_LN(R0)$ values, up to 60 initial points were used to run the estimation procedure before reaching global convergence, indicating an instability between local and global convergences.

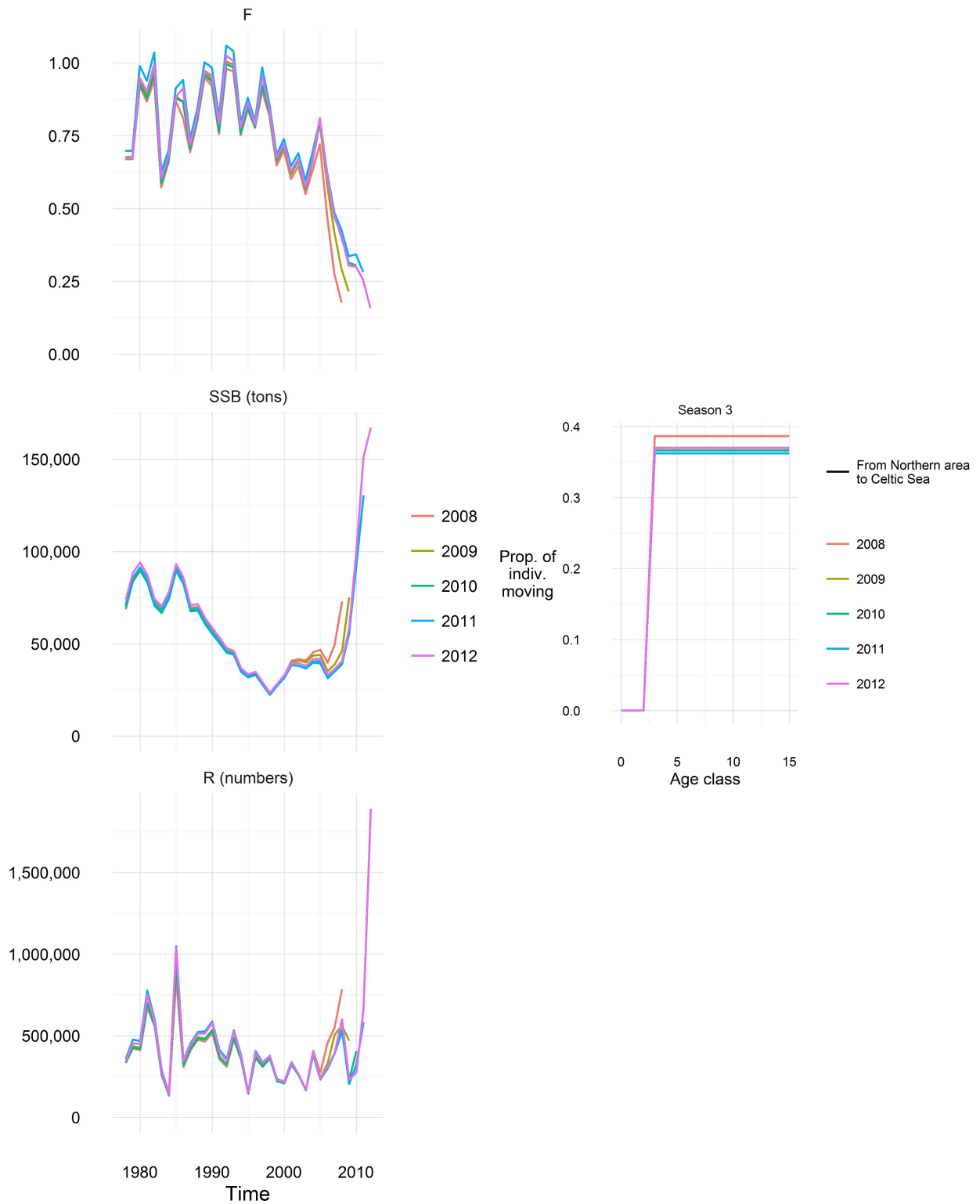


FIGURE B.2 – Retrospective plots of global fishing mortality F (left upper panel), global spawning stock biomass (SSB) in tonnes (left middle panel), global recruitment R in numbers (left bottom panel) and migrations (right middle panel) per season and age class.

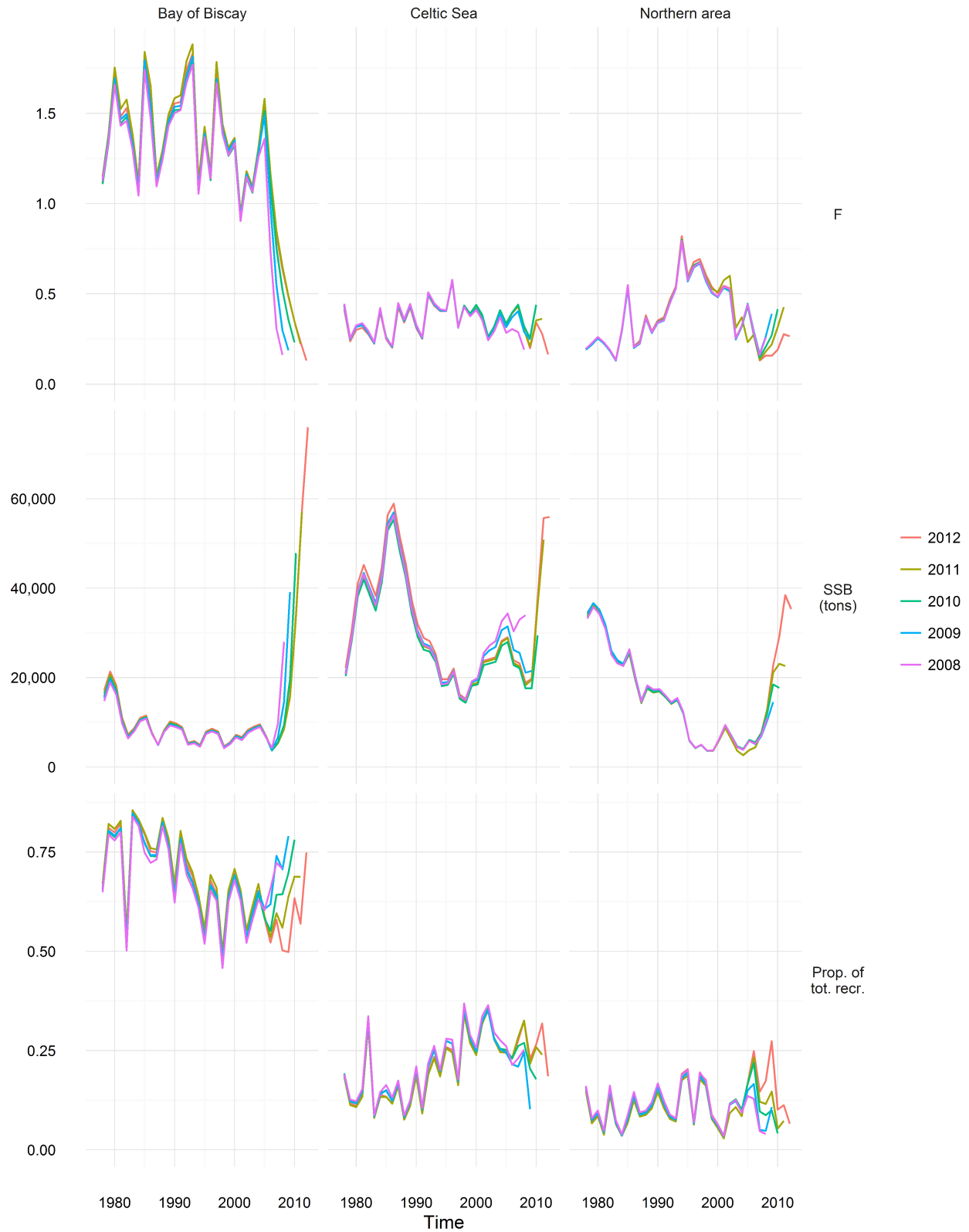


FIGURE B.3 – Retrospective plots of spatial fishing mortalities F (upper panels), spatial spawning stock biomass (SSB) in tonnes (middle panels) and spatial recruitment allocation (bottom panels), in each area (Bay of Biscay in left panels, Celtic Sea in middle panels, northern area in right panels).

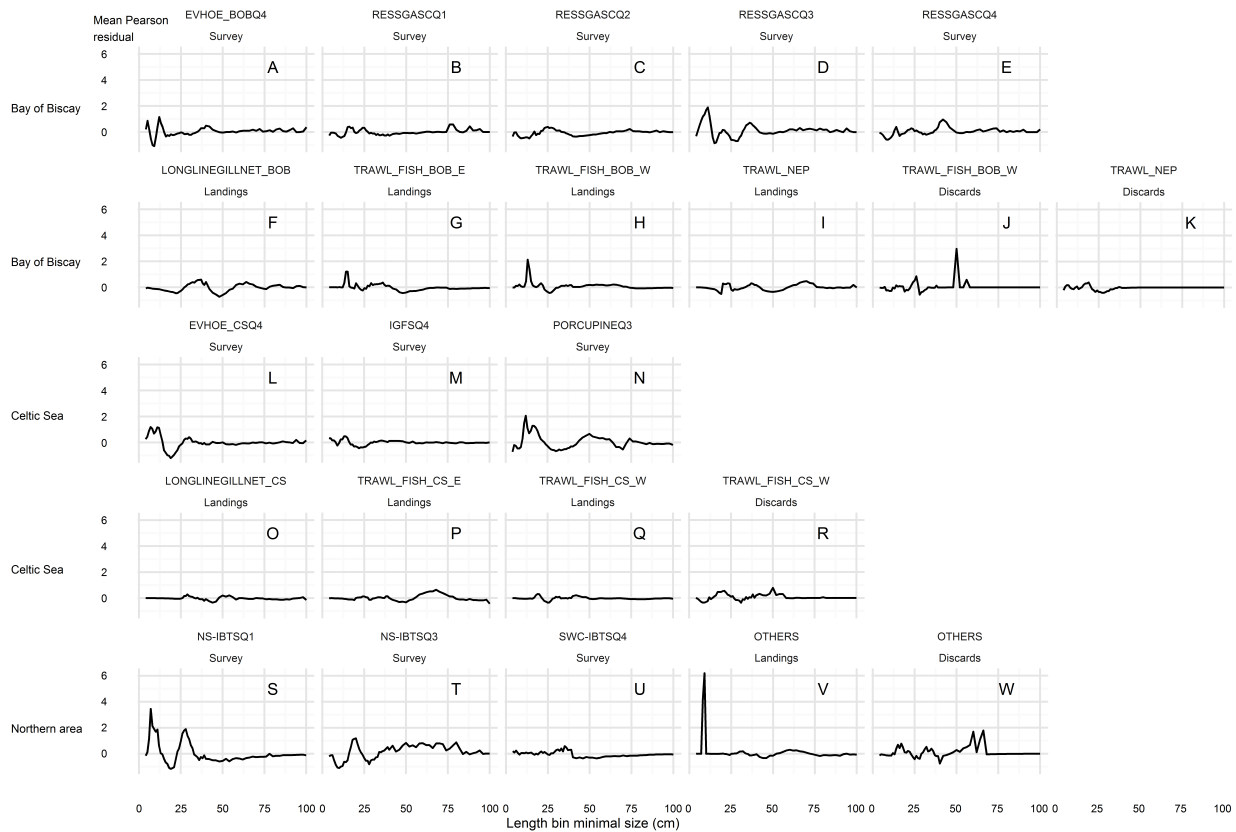


FIGURE B.4 – FIGURE D.1 : Mean Pearson residuals over time steps against length for each commercial fleet / survey and type (landings, discards or survey). The 2 first rows are for the Bay of Biscay fleets (panels A to K), the 2 next rows are for the Celtic Sea fleets (panels L to R) and the last row is for the northern area fleets (panels S to W).

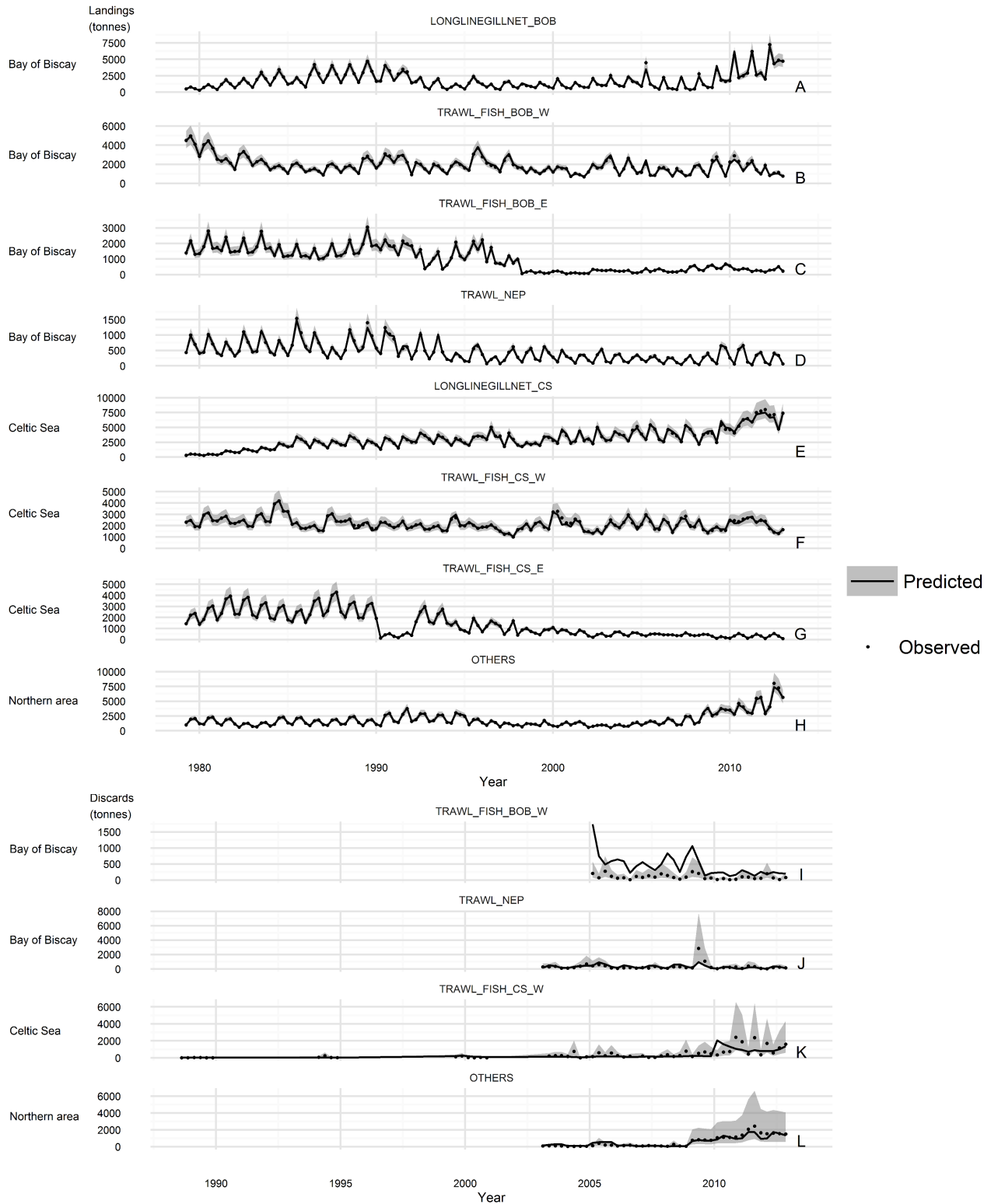


FIGURE B.5 – FIGURE D.2 : Spatial model fit to total landings (panels A to H) and discards (panels I to L) by weight in tonnes for each commercial fleet. The widths of the bands represent twice the standard error.

Annexe C

Détails sur le merlu, la sole et la langoustine

1 Merlu

Les zones du golfe de Gascogne ont été définies sur la base :

- d'une définition *a priori*, à partir des connaissances disponibles sur le merlu dans le golfe de Gascogne
- d'une confrontation de la définition *a priori* avec une définition issue de l'analyse des débarquements observés français

Données, méthode d'analyse des débarquements observés Les débarquements observés en poids par catégorie commerciale européenne et rectangle statistique de 2010 sont issus de SACROIS. Les catégories commerciales sont des classes de poids, qui ont été traduites en classes de taille avec la relation taille-poids équation (3.2). À partir de la taille moyenne de chaque catégorie commerciale ont été déduites des proportions moyennes d'individus matures par classe de taille, sur la base de l'ogive de maturité équation (3.3) (table C.1).

À partir des proportions de matures par catégorie commerciale décrites dans la table C.1, les débarquements observés en poids en fonction du rectangle statistique rs et de la maturité ont été déduits :

$$L_{rs,mat}^{obs} = \sum_{cat \in CAT} L_{rs,cat}^{obs} * M_{cat} \quad (C.1)$$

$$L_{rs,imm}^{obs} = \sum_{cat \in CAT} L_{rs,cat}^{obs} * (1 - M_{cat}) \quad (C.2)$$

avec $L_{rs,mat}^{obs}$, $L_{rs,imm}^{obs}$ et $L_{rs,cat}^{obs}$ respectivement les débarquements en poids de matures, d'immatures et pour la catégorie commerciale cat ; CAT l'ensemble des catégories commerciales ; M_{cat} la proportion de matures dans une catégorie commerciale (voir table C.1).

Catégorie	UE10	UE11	UE12	UE20	UE21	UE22	UE30	UE40	UE50
Poids (kg)	≥ 2.5	≥ 5	≥ 2.5 <5	≥ 1.2 <2.	≥ 1.8 <2.5	≥ 1.2 <1.8	≥ 0.6 <1.2	≥ 0.28 <0.6	≥ 0.2 <0.28
Taille (cm)	≥ 70.8	≥ 88.8	≥ 70.8 <88.8	≥ 55.8 <70.8	≥ 63.7 <70.8	≥ 55.8 <63.7	≥ 44.5 <55.8	≥ 34.8 <44.5	≥ 31.2 <34.8
Taille moyenne de classe (cm)			79.8	63.3	67.25	59.75	50.15	39.65	33
Proportion de matures à taille moyenne	$\simeq 1$	$\simeq 1$	$\simeq 1$	0.98	0.99	0.97	0.81	0.35	0.12

TABLE C.1 – Poids pour chaque catégorie commerciale de merlu, classes de taille déduites de la relation taille-poids, tailles moyennes de ces classes, et proportions de matures estimées à ces tailles moyennes avec l’ogive de maturité

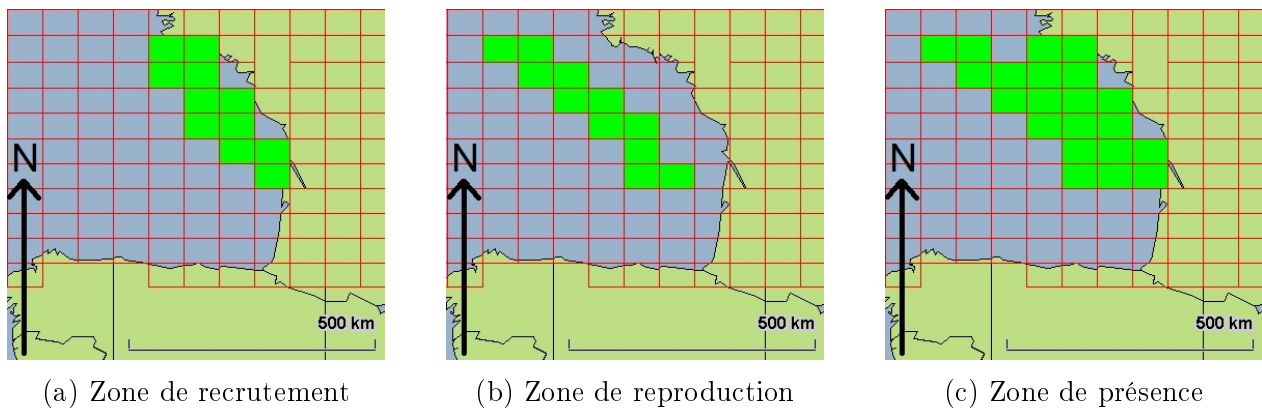
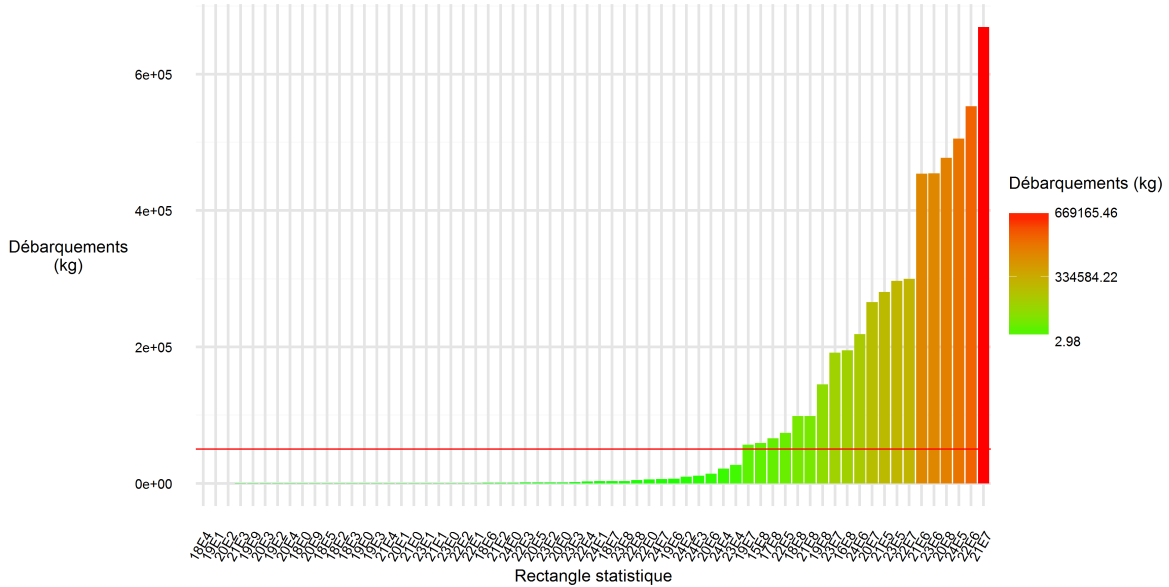


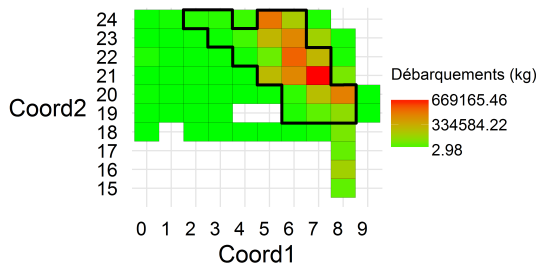
FIGURE C.1 – Zones *a priori* de recrutement, de reproduction et de présence du merlu dans le golfe de Gascogne.

Les répartitions par rectangle statistique d’immatures et de matures ont été utilisées pour compléter les définitions des zones de recrutement et de reproduction respectivement : les rectangles statistiques ayant de fortes concentrations d’individus matures au premier trimestre 2010, d’immatures en 2010 sont intégrés aux zones de reproduction et de recrutement respectivement.

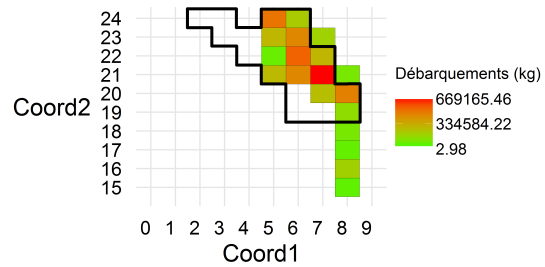
Il est attendu que cette analyse soit biaisée, car elle se base uniquement sur des observations de pêche, ce qui induit un biais sur la structure en taille via la sélectivité des engins de pêche. De plus, les rejets, supposés forts dans la grande Vasière, et les captures espagnoles, supposées fortes pour les grands individus au bord du plateau, ne sont pas présents dans les données. Enfin, la catégorie commerciale a été utilisée comme un proxy de la maturité des individus. Ainsi, cette analyse peut ignorer certaines zones de présence de certains individus,



(a) Histogramme des débarquements français de merlu en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique.



(b) Répartition spatiale des débarquements français de merlu en kilogrammes en 2010.



(c) Répartition spatiale des débarquements français de merlu en kilogrammes en 2010 après filtrage.

FIGURE C.2 – Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de merlu en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique. La zone de présence *a priori* est délimitée en noir.

et est vue uniquement comme un complément à la définition *a priori* des zones.

Définition *a priori* Le merlu est principalement recruté dans les zones de vasières (Quéro et Vayne, 1997). Au début de l’année, des individus matures s’agrègent au bord du plateau, où ils se reproduisent, puis se dispersent le reste de l’année sur le plateau (Casey et Pereiro, 1995; Guichet, 1996; Poulard, 2001; Alvarez *et al.*, 2004; Woillez *et al.*, 2007).

La zone de recrutement *a priori* inclut donc les rectangles statistiques incluant les zones de vasière (grande Vasière et vasière de Gironde), indiqués dans la figure C.1. La zone de reproduction *a priori* inclut les rectangles au bord du plateau, entre 0 et 400 m de profondeur, indiqués dans la figure C.1. La zone de présence *a priori* correspond à la réunion de ces deux

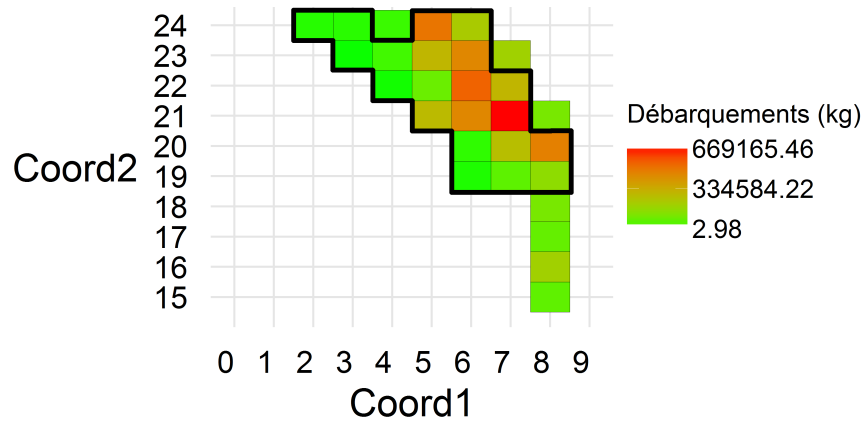


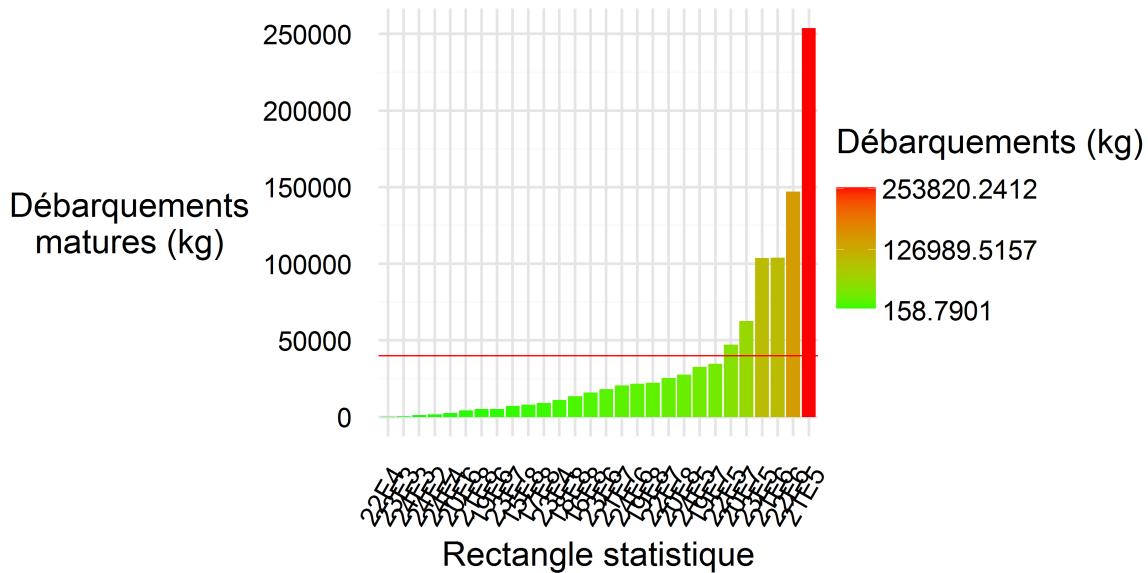
FIGURE C.3 – Carte des débarquements français de merlu en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique ([Coord 2]E[Coord 1]) dans la zone de présence définitive. La zone de présence *a priori* est délimitée en noir.

zones. La zone intermédiaire correspondant à la zone de recrutement et aux rectangles de la zone de présence n'étant dans aucune autre zone, elle ne peut être définie qu'après l'analyse des débarquements observés.

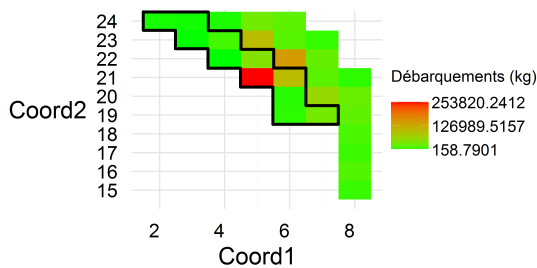
Analyse des débarquements observés Les débarquements par rectangle statistique sont en figures C.2a et C.2b. Les débarquements loin du plateau, par exemple dans le rectangle 18E0, sont dus à des déclarations erronées. Dans d'autres zones, le merlu est très peu débarqué, ce qui peut être signe d'une présence extrêmement faible du merlu dans ce rectangle. Afin de ne pas inclure ces rectangles dans la zone de présence, tous les rectangles où moins de débarquements ont été effectués que dans le rectangle 19E7 (moins de 56 tonnes en 2010) ne sont pas inclus dans la zone de présence.

La répartition spatiale des débarquements de cette zone après filtrage sont montrés en figure C.2c. Cette zone inclut les rectangles 23E7, 21E8, 18E8, 17E8, 16E8 et 15E8, qui ne font pas partie de la zone de présence *a priori*. Dans ces rectangles ont lieu des débarquements au niveau de la côte, qui justifient leur ajout à la zone de présence. Cette zone n'inclut pas les rectangles 24E2, 24E3, 23E3, 23E4, 22E4, 205, 20E6, 19E6 et 19E7 de la zone a priori. Dans ces rectangles les débarquements français observés sont donc très faibles. Néanmoins, cela n'exclut pas que des flottilles espagnoles, capturant de plus grands individus, capturent dans ces rectangles. Étant donné la bathymétrie dans ces rectangles, ils sont susceptibles d'accueillir des individus matures se reproduisant. Ils sont donc conservés dans la zone de présence. L'union de la zone de présence *a priori* et de la zone issue de l'analyse des débarquements exclut le rectangle 24E4, qui est le seul rectangle sur le plateau exclu de la zone de présence. Or, comme il s'agit d'un rectangle sur le plateau, il est susceptible d'accueillir des merlus. De plus, des merlus ont bien été observés et capturés dans ce rectangle, par exemple dans Poulard (2001). Par conséquent, le rectangle 24E4 est rajouté à la zone de présence.

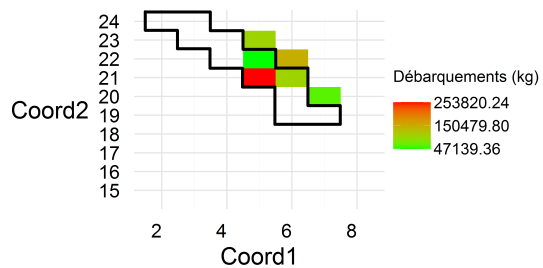
La zone de présence retenue est celle présentée en figure C.3. Cette zone tient compte de plus de 99% des débarquements français observés. Elle suit l'accore à l'Ouest, et les



(a) Histogramme des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique.



(b) Répartition spatiale des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique.



(c) Répartition spatiale des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique après filtrage.

FIGURE C.4 – Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique. La zone de reproduction *a priori* est délimitée en noir.

terres à l'Est, ce qui est cohérent avec la connaissance disponible sur le merlu. Cette zone inclut également l'ensemble de la division CIEM 8a (sauf rectangle 24E7, majoritairement des terres), ainsi que la division 8b (sauf rectangle 18E7, principalement des zones abyssales).

Les débarquements par rectangle statistique d'individus matures au premier trimestre 2010 sont en figures C.4a et C.4b. On conserve dans la zone de reproduction les rectangles où il y a eu au moins autant de débarquements de matures au premier trimestre en 2010 que dans le rectangle 22E5. Ce choix permet de conserver la zone où la concentration d'individus matures est la plus forte, donc potentiellement des matures s'étant agrégés pour la reproduction en

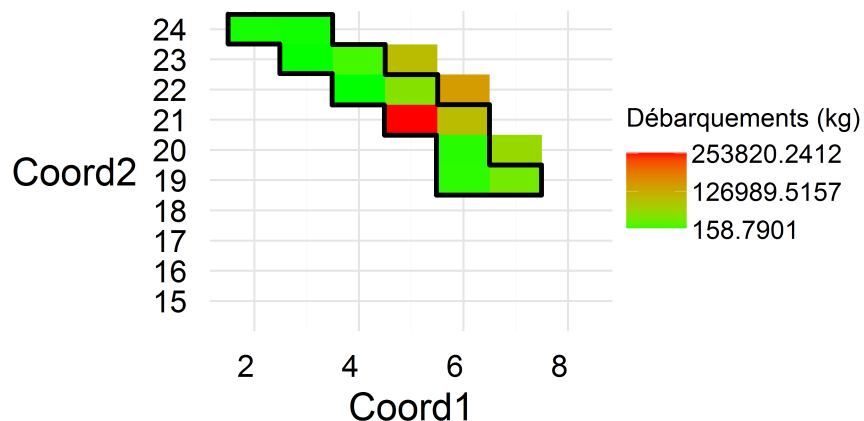


FIGURE C.5 – Carte des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique ([Coord 2]E[Coord 1]) dans la zone de reproduction définitive. La zone de reproduction *a priori* est délimitée en noir.

début d'année.

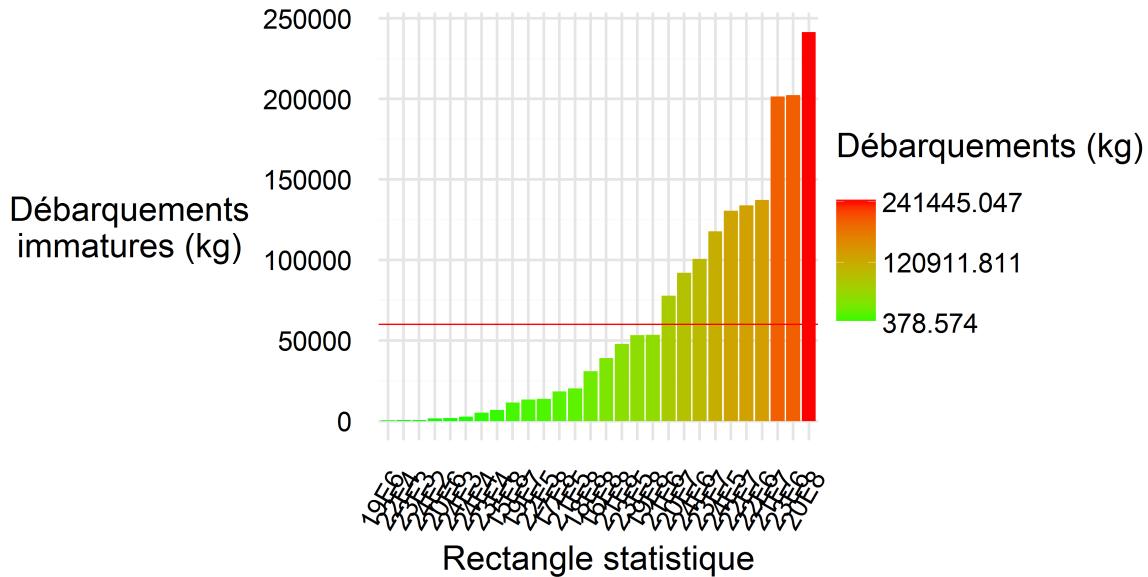
La répartition spatiale des débarquements de mature de cette zone après filtrage sont montrés en figure C.4c. Cette zone inclut les rectangles 23E5, 22E6 et 20E7, qui ne font pas partie de la zone de reproduction *a priori*. Leur forte concentration d'individus matures justifie leur ajout à la zone de reproduction. Cette zone n'inclut pas les rectangles 24E2, 24E3, 23E3, 23E4, 22E4, 205, 20E6, 19E6 et 19E7 de la zone *a priori*. Il s'agit du même ensemble de rectangles absents de la zone de présence *a priori*. Ils sont tout de même conservés dans la zone de reproduction, pour les mêmes raisons que pour la zone de présence.

La zone de reproduction retenue est celle présentée en figure C.5. Cette zone tient compte de plus de 77% des débarquements français de matures observés au premier trimestre. Elle correspond à l'accorde, avec quelques zones de plateau où de fortes concentrations de matures sont observées.

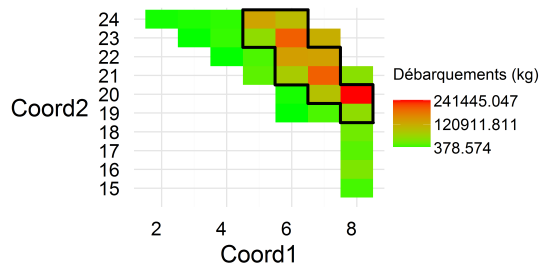
Les débarquements par rectangle statistique d'individus immatures sont en figures C.6a et C.6b. On conserve dans la zone de recrutement les rectangles où il y a eu au moins autant de débarquements d'immatures que dans le rectangle 21E6. Ce choix permet de conserver la zone où la concentration d'individus immatures est la plus forte. Les immatures étant en partie constituées de juvéniles, qui ne migrent pas, ceci permet de se rapprocher de la zone de recrutement.

La répartition spatiale des débarquements d'immatures de cette zone après filtrage sont montrés en figure C.6c. Cette zone inclut le rectangle 23E7, qui ne fait pas partie de la zone de recrutement *a priori*. Sa forte concentration d'individus immatures justifie son ajout à la zone de recrutement. Cette zone n'inclut pas les rectangles 23E5 et 19E8 de la zone *a priori*. Ces rectangles incluant des zones de vasières, où le recrutement du merlu se produit, ils sont tout de même conservés dans la zone de recrutement.

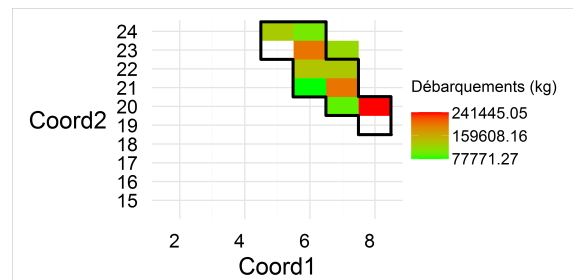
La zone de recrutement retenue est celle présentée en figure C.7. Cette zone tient compte de plus de 87% des débarquements français d'immatures. Elle correspond principalement aux



(a) Histogramme des débarquements français de merlu immatures en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique.



(b) Répartition spatiale des débarquements français de merlu immatures en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique.



(c) Répartition spatiale des débarquements français de merlu immatures en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique après filtrage.

FIGURE C.6 – Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de merlu matures en kilogrammes au premier trimestre 2010 par rectangle statistique. La zone de recrutement *a priori* est délimitée en noir.

zones de vasière, où le recrutement du merlu a lieu.

L'union des zones de reproduction et de recrutement ne correspond pas à la zone de présence, puisque les rectangles 24E4, 21E8, 18E8, 17E8, 16E8 et 15E8 en sont exclus. Pour ces rectangles, l'hypothèse est faite qu'ils contiennent des merlus immatures, ou matures ne se reproduisant pas, mais pas de recrues. Ces rectangles sont accessibles aux merlus faisant au moins 20cm (taille moyenne à 1 an). Lorsqu'ils atteignent cette taille, les individus se dispersent dans ces rectangles et la zone de recrutement.

Pour implémenter cette hypothèse, la zone intermédiaire est définie comme l'union des

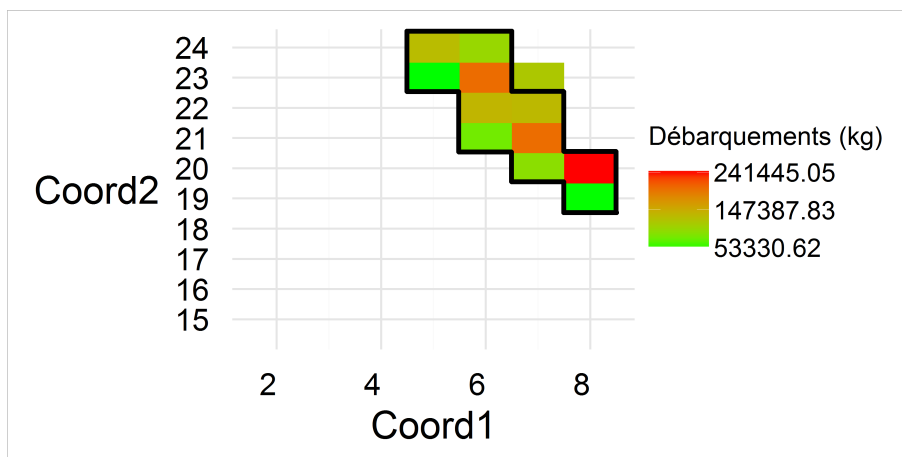


FIGURE C.7 – Carte des débarquements français de merlu immatures en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique ([Coord 2]E[Coord 1]) dans la zone de recrutement définitive. La zone de recrutement *a priori* est délimitée en noir.

rectangles précédents et de la zone de recrutement (figure 3.3). Tous les individus de la zone de recrutement faisant au moins 20 cm migrent vers la zone intermédiaire à n'importe quel moment de l'année, ce qui permet de modéliser la dispersion dans la zone de recrutement et les rectangles supplémentaires.

Janvier (sauf pas de temps initial)

Départ \ Arrivée	gdG repro- duction	gdG pré- sence	gdG recrute- ment	gdG intermé- diaire	mer Cel- tique	zone Nord
golfe de Gascogne reproduction	1	0	0	0	0	0
golfe de Gascogne présence	M_l	$1-M_l$	0	0	0	0
golfe de Gascogne recrutement	0	0	$1-A$	A	0	0
golfe de Gascogne intermédiaire	M_l	0	0	$1-M_l$	0	0
mer Celtique	0	0	0	0	1	0
zone Nord	0	0	0	0	0	1

Avril

golfe de Gascogne reproduction	$1-0.6M_l$	$0.6M_l$	0	0	0	0
golfe de Gascogne présence	0	1	0	0	0	0
golfe de Gascogne recrutement	0	0	$1-A$	A	0	0
golfe de Gascogne intermédiaire	0	0	0	1	0	0
mer Celtique	0	0	0	0	1	0
zone Nord	0	0	0	0	0	1

Juillet

golfe de Gascogne reproduction	$1-M_l$	M_l	0	0	0	0
golfe de Gascogne présence	0	1	0	0	0	0
golfe de Gascogne recrutement	0	0	$1-A$	A	0	0
golfe de Gascogne intermédiaire	0	0	0	1	0	0
mer Celtique	0	0	0	0	1	0
zone Nord	0	0	0	0	0	1

Octobre

Départ \ Arrivée	gdG repro- duction	gdG pré- sence	gdG recrute- ment	gdG intermé- diaire	mer Cel- tique	zone Nord
golfe de Gascogne reproduction	1	0	0	0	0	0
golfe de Gascogne présence	0	1	0	0	0	0
golfe de Gascogne recrutement	0	0	1-A	A	0	0
golfe de Gascogne intermédiaire	0	0	0	1	0	0
mer Celtique	0	0	0	0	1	0
zone Nord	0	0	0	0	$0.3698M_l$	$1-0.3698M_l$

Autres pas de temps (sauf pas de temps initial).

golfe de Gascogne reproduction	1	0	0	0	0	0
golfe de Gascogne présence	0	1	0	0	0	0
golfe de Gascogne recrutement	0	0	1-A	A	0	0
golfe de Gascogne intermédiaire	0	0	0	1	0	0
mer Celtique	0	0	0	0	1	0
zone Nord	0	0	0	0	0	1

Pas de temps initial.

golfe de Gascogne reproduction	1	0	0	0	0	0
golfe de Gascogne présence	0	1	0	0	0	0
golfe de Gascogne recrutement	0	0	1	0	0	0
golfe de Gascogne intermédiaire	0	0	0	1	0	0
mer Celtique	0	0	0	0	1	0
zone Nord	0	0	0	0	0	1

TABLE C.2 – Matrices des migrations modélisées dans ISIS-Fish. $A=1$ si $l > 20$, $A=0$ si-
non. Le mouvement de zone de recrutement vers zone intermédiaire a lieu avant les autres
mouvements.

Année	2010	2011	2012	2013	2014	≥ 2015
Recrues (milliers)	277067	359154	359154	333712	224523	359154

Zone-saison \ Année	2010	2011	2012	2013	2014	≥ 2015
golfe de Gascogne	0.6336002	0.6873937	0.6873937	0.3768482	0.3768482	0.3768482
mer Celtique	0.2650488	0.1999135	0.1999135	0.3001289	0.3001289	0.3001289
zone Nord	0.101351	0.1126927	0.1126927	0.3230229	0.3230229	0.3230229
saison 1	0.1301261	0.2513410	0.2513410	0.3768482	0.2595000	0.2513410
saison 2	0.5878643	0.408250	0.408250	0.3001289	0.5180656	0.408250
saison 3	0.2820096	0.3404011	0.3404011	0.3230229	0.2224344	0.3404011

TABLE C.3 – Recrutement global et proportions spatiales et temporelles du recrutement sur la période 2010-2020 dans ISIS-Fish

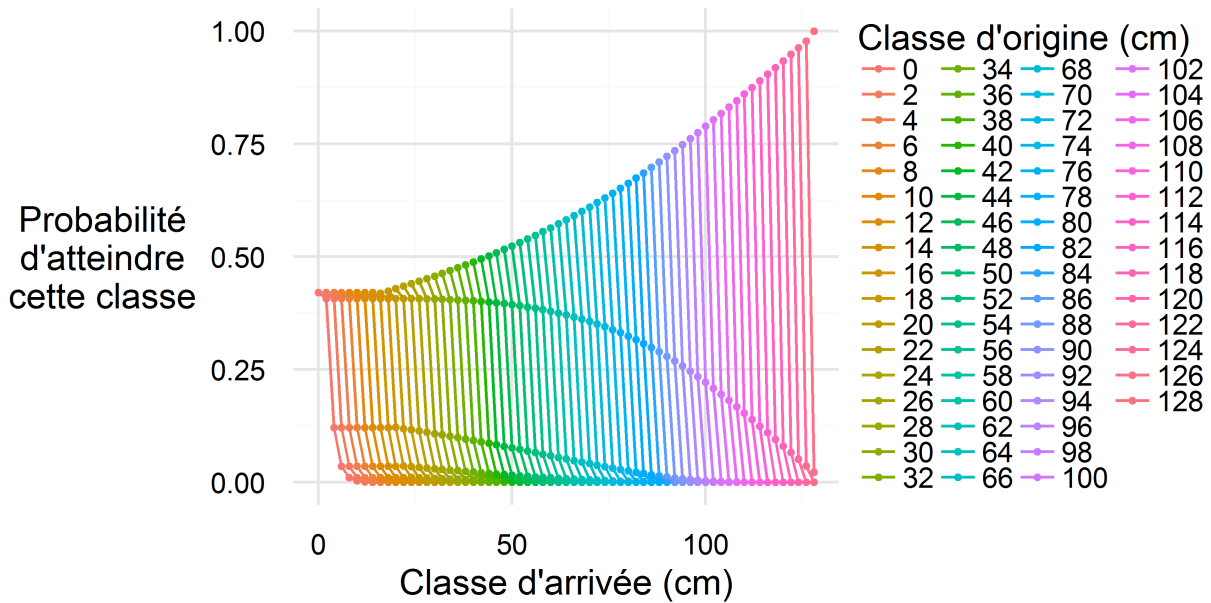


FIGURE C.8 – Représentation graphique de la matrice de transition pour le merlu. Les probabilités de la matrice sont en ordonnées, les classes d'arrivée en abscisse, les classes de départ en couleur.

classe	mer Celtique	zone Nord	recrutement	presence	reproduction	intermediaire
0	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
1	6.64E+03	7.95E+03	1.43E+04	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
2	1.04E+05	1.25E+05	2.26E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
3	7.70E+05	9.23E+05	1.66E+06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
4	2.84E+06	3.40E+06	6.12E+06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
5	5.66E+06	6.78E+06	1.22E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
6	6.95E+06	8.32E+06	1.48E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
7	6.40E+06	7.64E+06	1.34E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
8	5.46E+06	6.46E+06	1.11E+07	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
9	4.67E+06	5.38E+06	9.06E+06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
10	3.98E+06	4.28E+06	0.00E+00	0.00E+00	8.86E+04	7.00E+06
11	3.66E+06	3.44E+06	0.00E+00	0.00E+00	1.04E+05	5.51E+06
12	3.96E+06	3.12E+06	0.00E+00	0.00E+00	1.39E+05	4.93E+06
13	4.87E+06	3.33E+06	0.00E+00	0.00E+00	2.19E+05	5.20E+06
14	6.21E+06	3.92E+06	0.00E+00	0.00E+00	3.77E+05	6.01E+06
15	7.68E+06	4.70E+06	0.00E+00	0.00E+00	6.52E+05	6.98E+06
16	8.97E+06	5.45E+06	0.00E+00	0.00E+00	1.07E+06	7.69E+06
17	9.78E+06	5.96E+06	0.00E+00	0.00E+00	1.63E+06	7.85E+06
18	9.95E+06	6.13E+06	0.00E+00	0.00E+00	2.28E+06	7.34E+06
19	9.48E+06	5.93E+06	0.00E+00	0.00E+00	2.90E+06	6.26E+06
20	8.54E+06	5.45E+06	0.00E+00	0.00E+00	3.38E+06	4.90E+06
21	7.34E+06	4.81E+06	0.00E+00	0.00E+00	3.64E+06	3.53E+06
22	6.10E+06	4.13E+06	0.00E+00	0.00E+00	3.65E+06	2.37E+06
23	4.97E+06	3.51E+06	0.00E+00	0.00E+00	3.47E+06	1.51E+06
24	4.03E+06	2.97E+06	0.00E+00	0.00E+00	3.18E+06	9.30E+05
25	3.29E+06	2.54E+06	0.00E+00	0.00E+00	2.85E+06	5.58E+05
26	2.71E+06	2.18E+06	0.00E+00	0.00E+00	2.50E+06	3.29E+05
27	2.25E+06	1.88E+06	0.00E+00	0.00E+00	2.16E+06	1.90E+05
28	1.87E+06	1.61E+06	0.00E+00	0.00E+00	1.83E+06	1.08E+05
29	1.56E+06	1.37E+06	0.00E+00	0.00E+00	1.52E+06	6.01E+04
30	1.29E+06	1.16E+06	0.00E+00	0.00E+00	1.23E+06	3.27E+04
31	1.07E+06	9.69E+05	0.00E+00	0.00E+00	9.85E+05	1.75E+04
32	8.75E+05	8.03E+05	0.00E+00	0.00E+00	7.75E+05	9.24E+03
33	7.16E+05	6.60E+05	0.00E+00	0.00E+00	6.06E+05	4.84E+03
34	5.86E+05	5.38E+05	0.00E+00	0.00E+00	4.72E+05	2.52E+03
35	4.77E+05	4.34E+05	0.00E+00	0.00E+00	3.67E+05	1.32E+03
36	3.87E+05	3.46E+05	0.00E+00	0.00E+00	2.85E+05	6.85E+02
37	3.11E+05	2.72E+05	0.00E+00	0.00E+00	2.21E+05	3.56E+02
38	2.48E+05	2.10E+05	0.00E+00	0.00E+00	1.70E+05	1.84E+02
39	1.96E+05	1.59E+05	0.00E+00	0.00E+00	1.31E+05	9.47E+01
40	1.54E+05	1.18E+05	0.00E+00	0.00E+00	9.93E+04	4.82E+01
41	1.19E+05	8.62E+04	0.00E+00	0.00E+00	7.48E+04	2.43E+01
42	9.21E+04	6.16E+04	0.00E+00	0.00E+00	5.58E+04	1.22E+01

classe	mer Celtique	zone Nord	recrutement	presence	reproduction	intermediaire
43	7.10E+04	4.33E+04	0.00E+00	0.00E+00	4.13E+04	6.04E+00
44	5.47E+04	3.00E+04	0.00E+00	0.00E+00	3.03E+04	2.97E+00
45	4.23E+04	2.05E+04	0.00E+00	0.00E+00	2.21E+04	1.45E+00
46	3.29E+04	1.39E+04	0.00E+00	0.00E+00	1.60E+04	7.05E-01
47	2.58E+04	9.36E+03	0.00E+00	0.00E+00	1.15E+04	3.40E-01
48	2.03E+04	6.26E+03	0.00E+00	0.00E+00	8.20E+03	1.62E-01
49	1.62E+04	4.17E+03	0.00E+00	0.00E+00	5.80E+03	7.70E-02
50	3.70E+04	5.79E+03	0.00E+00	0.00E+00	8.97E+03	7.98E-02
51	4.31E+04	6.37E+03	0.00E+00	0.00E+00	1.00E+04	5.96E-02
52	4.31E+04	6.37E+03	0.00E+00	0.00E+00	1.00E+04	4.00E-02
53	4.31E+04	6.37E+03	0.00E+00	0.00E+00	1.00E+04	2.68E-02
54	4.31E+04	6.37E+03	0.00E+00	0.00E+00	1.00E+04	1.80E-02
55	2.11E+04	1.60E+03	0.00E+00	0.00E+00	2.65E+03	3.19E-03
56	1.71E+04	7.44E+02	0.00E+00	0.00E+00	1.33E+03	1.07E-03
57	1.71E+04	7.43E+02	0.00E+00	0.00E+00	1.33E+03	7.19E-04
58	1.71E+04	7.43E+02	0.00E+00	0.00E+00	1.33E+03	4.82E-04
59	1.71E+04	7.43E+02	0.00E+00	0.00E+00	1.33E+03	3.23E-04
60	7.30E+03	1.29E+02	0.00E+00	0.00E+00	2.38E+02	3.88E-05
61	6.45E+03	7.57E+01	0.00E+00	0.00E+00	1.44E+02	1.57E-05
62	6.45E+03	7.57E+01	0.00E+00	0.00E+00	1.44E+02	1.05E-05
63	6.45E+03	7.57E+01	0.00E+00	0.00E+00	1.44E+02	7.06E-06
64	1.79E+04	1.12E+02	0.00E+00	0.00E+00	2.32E+02	7.63E-06

TABLE C.5 – Abondance en nombre de merlu au pas de temps initial en fonction des zones (colonnes) et des classes de taille (lignes, indice de la classe de taille en première colonne)

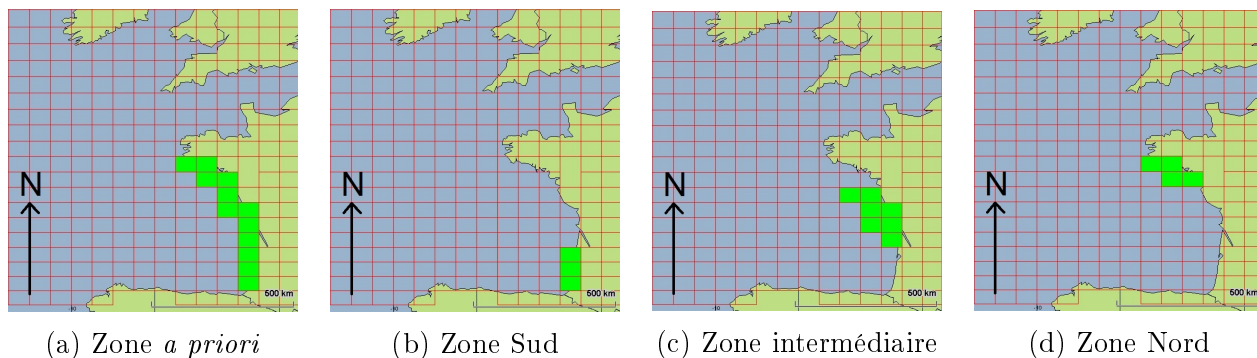


FIGURE C.9 – Zones sole du golfe de Gascogne *a priori*, Sud, intermédiaire et Nord. Chaque zone est représentée par les rectangles statistiques en vert.

2 Sole

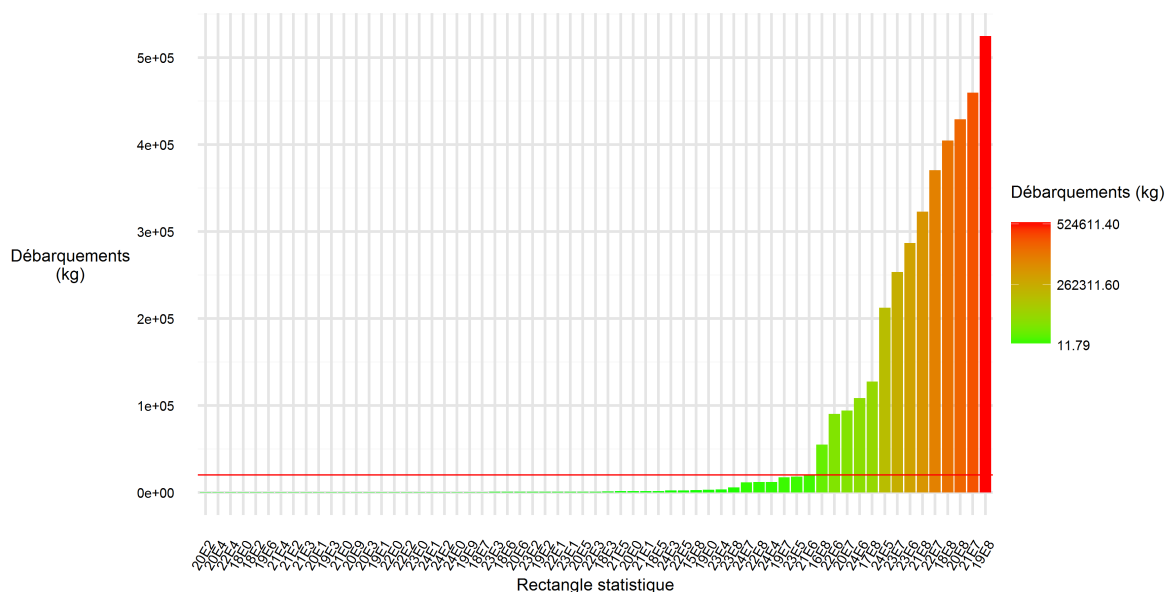
Zones La sole est présente dans les zones côtières du golfe de Gascogne, et est modélisée dans les zones Sud, intermédiaire et Nord représentées en figure C.9.

Ces 3 zones ont été définies similairement aux zones du merlu : sur la base d’une définition *a priori*, et des observations de débarquements en poids par rectangle statistique en 2010 issues de SACROIS. Les soles étant très peu rejetées lorsqu’elles sont au-dessus de la taille minimale de débarquement et majoritairement pêchées par des flottilles françaises dans le golfe de Gascogne, on s’attend à ce que les observations concernent une très grande proportion des individus pêchés. Du fait que les rejets sont absents des données, on s’attend à ignorer des informations sur les juvéniles de sole.

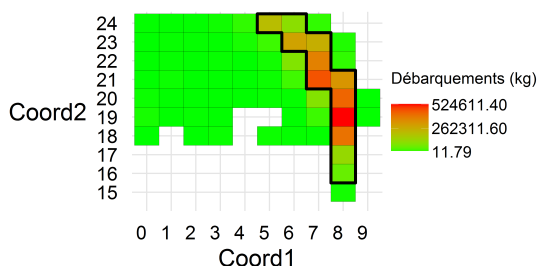
La sole étant présente sur la côte Atlantique entre la frontière franco-espagnole et la pointe Ouest de la Bretagne (ICES, 2013a), la zone de présence *a priori* de la sole a été définie comme l’ensemble des rectangles statistiques étant traversés par cette côte (figure C.9).

Les débarquements de sole par rectangle statistique sont en figures C.10a et C.10b. Tous les rectangles où ont été effectués au moins 20 tonnes de débarquements en 2010 sont conservés dans la zone de présence. Cette zone inclut toute la zone de présence *a priori*, et inclut en plus les rectangles 22E6 et 20E7. La répartition spatiale des débarquements dans cette zone après filtrage sont montrés en figure C.10c. Les rectangles 22E6 et 20E7 débarquent moins que d’autres rectangles, mais tout de même en quantité non négligeables. De plus, même s’ils ne sont pas côtiers, ils sont adjacents à des rectangles côtiers. Par conséquent, ils sont rajoutés à la zone de présence. Cette zone de présence (figure C.10c) est ensuite découpée en zones Nord (lignes 23 et 24), intermédiaire (lignes 19 à 22) et Sud (lignes 26 à 18), figures C.9. Ces zones tiennent compte de plus de 96% des débarquements français de sole observés.

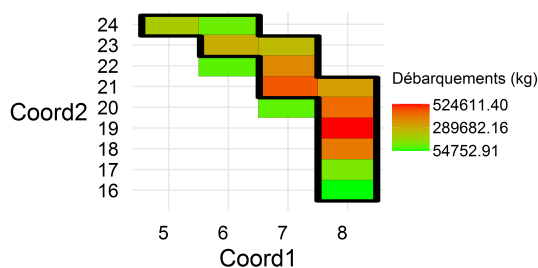
Structure de la population La structure est en âge, et contient 7 classes : 6 classes pour les âges 2 à 7, et une classe à partir de l’âge 8.



(a) Histogramme des débarquements français de sole en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique.



(b) Répartition spatiale des débarquements français de sole en kilogrammes en 2010.



(c) Répartition spatiale des débarquements français de sole en kilogrammes en 2010 après filtrage.

FIGURE C.10 – Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de sole en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique. La zone de présence *a priori* est délimitée en noir.

Saisons Aucune saison n'est définie pour la sole.

Reproduction, recrutement Le recrutement s'effectue à l'âge 2, les âges 0 et 1 ne sont pas modélisés. Le recrutement est forcé de 2010 à 2016 sur la base des estimations du groupe de travail (ICES, 2017) (table C.6). Après cette période, le recrutement global est calculé d'après une loi Hockey Stick, dépendant de la SSB globale. La Hockey Stick a été estimée sur la base des estimations de recrutement et SSB de ICES (2017) de 1984 à 2016. Le point de rupture est fixé à la SSB la plus faible estimée sur la série temporelle (ici 9596 tonnes). La pente est le rapport du recrutement issu de l'année où la SSB était la plus faible (recrutement année $n+2$) et de la SSB à l'année où la SSB observée est la plus faible (année n) (ici 1.90).

Année	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Milliers de recrues	24110	20305	12946	13080	15751	20152	18246

TABLE C.6 – Nombres de recrues de sole en milliers par année estimés par ICES (2017)

	CoteExtremeSud	CoteNord	CoteIntermediaire
Sole_GdG Group 0	3013750.0	9041250.0	1.2055E7
Sole_GdG Group 1	3500125.0	1.0500375E7	1.40005E7
Sole_GdG Group 2	1081875.0	3245625.0	4327500.0
Sole_GdG Group 3	484125.0	1452375.0	1936500.0
Sole_GdG Group 4	253375.0	760125.0	1013500.0
Sole_GdG Group 5	163125.0	489375.0	652500.0
Sole_GdG Group 6	171875.0	515625.0	687500.0

TABLE C.7 – Abondance en nombre de sole au pas de temps initial en fonction des zones (colonnes) et des classes d'âge (lignes)

Ce recrutement global est ensuite réparti spatialement au prorata de la SSB dans chaque zone de la figure C.9. Le recrutement a lieu chaque année au début du mois de janvier.

Abondance au pas de temps initial L'abondance au pas de temps initial par classe d'âge est forcée d'après les estimations de ICES (2017) pour le golfe de Gascogne. Le modèle de ICES (2017) ne faisant pas d'estimations spatialisées, une répartition spatiale fixe est utilisée pour répartir l'abondance entre les zones définies figure C.9. On en déduit l'abondance au pas de temps initial dans les zones côtières Sud, intermédiaire et Nord, respectivement $N_{0,a,sud}$, $N_{0,a,int}$ et $N_{0,a,nord}$:

$$\begin{aligned}
 N_{0,a,sud} &= 0.125 * N_{0,a,gdg} \\
 N_{0,a,int} &= 0.5 * N_{0,a,gdg} \\
 N_{0,a,nord} &= 0.375 * N_{0,a,gdg}
 \end{aligned}
 \tag{C.3}$$

avec $N_{0,a,gdg}$ l'abondance estimée au pas de temps initiale pour la classe d'âge a par ICES (2017). Les estimations d'abondance sont fournies en table C.7.

Migrations Aucune migration n'est modélisée.

Mortalité naturelle

$$M = 0.1an^{-1} \tag{C.4}$$

(ICES, 2013a)

M est constante au cours du temps.

Âge	2	3	4	5	6	7	≥ 8
Poids (kg)	0.191	0.220	0.290	0.360	0.442	0.509	0.820

TABLE C.8 – Poids moyen aux âges estimés pour la sole

Âge	≤ 1	2	3	4	≥ 5
Proportion	0	0.32	0.83	0.97	1

TABLE C.9 – Proportion d’individus matures de sole en fonction de la classe d’âge

Âge	2	3	4	5	6	≥ 7
Accessibilité	$2.51 * 10^{-7}$	$9.54 * 10^{-7}$	$1.85 * 10^{-6}$	$1.21 * 10^{-6}$	$7.96 * 10^{-7}$	$6.66 * 10^{-7}$

TABLE C.10 – Coefficients d’accessibilité pour la sole

Relation âge-poids Les poids aux âges du stock ne sont pas directement disponibles. À la place, on se base sur les poids aux âges a de la capture 2010 W_a^{2010} . Ces poids sont calculés sur la base de poissons vidés. Un coefficient est appliqué pour avoir un équivalent de poids de poisson frais (ICES, 2013a), et donc de poids aux âges du stock :

$$W_a = 1.11 * W_a^{2010} \quad (\text{C.5})$$

On obtient alors les poids aux âges de la table C.8.

Maturité La proportion d’individus matures dans une classe d’âge est donnée dans la table C.9 (ICES, 2013a).

Accessibilité Les paramètres d’accessibilité ont été calibrés sur les mortalités par pêche estimées par ICES (2014b). Par conséquent, comme pour le merlu, ils mélangent des notions d’accessibilité au sens de Seber (1982), mais aussi de variations saisonnières d’effort de pêche par classe d’âge indépendantes des métiers. Un paramètre d’accessibilité est estimé par classe d’âge, pour toutes les zones et saisons. Ils sont indiqués en table C.10.

Initialisation : un vecteur d’accessibilités $q^0 = (q_2^0, \dots, q_a^0, \dots, q_8^0)$ avec a la classe d’age est choisi comme point initial.

Déroulement de l'itération i :

Une simulation ISIS-Fish est réalisée avec un vecteur d'accessibilités $q^i = (q_2^i, \dots, q_a^i, \dots, q_8^i)$ avec a la classe d'âge.

Pour cette simulation sont calculés les ratios de mortalités par pêche par classe d'âge a , r_a :

$$r_a = \frac{F_a^{WGBIE}}{F_a^{sim}} \quad (C.6)$$

avec F_a^{WGBIE} et F_a^{sim} les mortalités par pêche de la classe d'âge a estimées par (ICES, 2014b) et simulées par ISIS-Fish respectivement. Si les ratios r_a sont proches de 1, alors q^i est choisi comme vecteur d'accessibilités par âge, la calibration est terminée. Sinon, un nouveau vecteur d'accessibilité q^{i+1} est calculé :

$$q_a^{i+1} = r_a * q_a^i \quad (C.7)$$

On passe à l'itération suivante.

Facteurs de ciblage Les facteurs de ciblage sont issus d'une analyse du jeu d'observations d'effort français SACROIS. Soit pour chaque opération de pêche OP pour l'année 2010 une observation de CPUE par espèce $CPUE_{obs,sp}^{OP}$. Pour chacune de ces observations sont décrites l'espèce sp , le métier met , la flottille fl , l'engin de pêche e . Soit le modèle linéaire suivant

$$\ln(CPUE) = Engin + Flottille + Espèce + Espèce : Métier \quad (C.8)$$

avec $\ln(CPUE)$ le logarithme de la CPUE, variable quantitative à expliquer, $Engin$, $Flottille$, $Espèce$ et $Métier$ des variables qualitatives ayant comme modalités respectivement les engins, flottilles, espèce et métiers modélisés dans ISIS-Fish.

Les facteurs de ciblage pour la sole $Tarf_{met}^{Sole}$ sont issus des estimations des interactions $Sole : Métier$ du modèle linéaire $Coeff_{met}^{Sole}$:

$$Tarf_{met}^{Sole} = e^{Coeff_{met}^{Sole}} \quad (C.9)$$

Les valeurs de facteurs de ciblage sont données dans la table C.15.

Sélectivités Les engins chalut, chalut langoustinier, et filet peuvent capturer la sole, tous avec une sélectivité de 1 pour toutes les classes d'âge. Ainsi, les variations de captures par classes d'âge sont gouvernées par l'accessibilité uniquement, qui mélange donc sélectivité et accessibilité pour la sole.

3 Langoustine

Zones La langoustine est modélisée dans les rectangles statistiques dans la figure C.11.

Cet ensemble de rectangles statistiques a été choisi similairement aux zones du merlu : sur la base d'une définition *a priori*, et des observations SACROIS de débarquements en poids

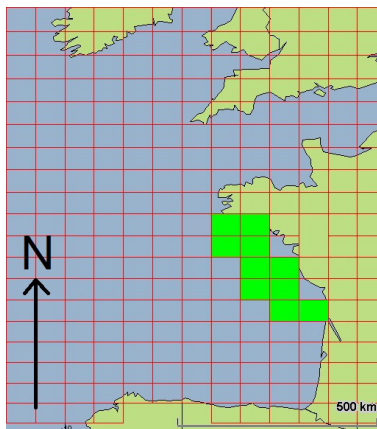


FIGURE C.11 – Zones langoustine du golfe de Gascogne *a priori*. Chaque zone est un rectangle statistique indiqué en vert.

en 2010 de langoustine par rectangle statistique. La langoustine étant peu rejetée lorsqu’au-dessus de la taille minimale de débarquement et majoritairement pêchée par des flottilles françaises dans le golfe de Gascogne, on s’attend à ce que les observations concernent une très grande proportion des individus pêchés. Du fait que les rejets sont absents des données, on s’attend à ignorer des informations sur les juvéniles de langoustine.

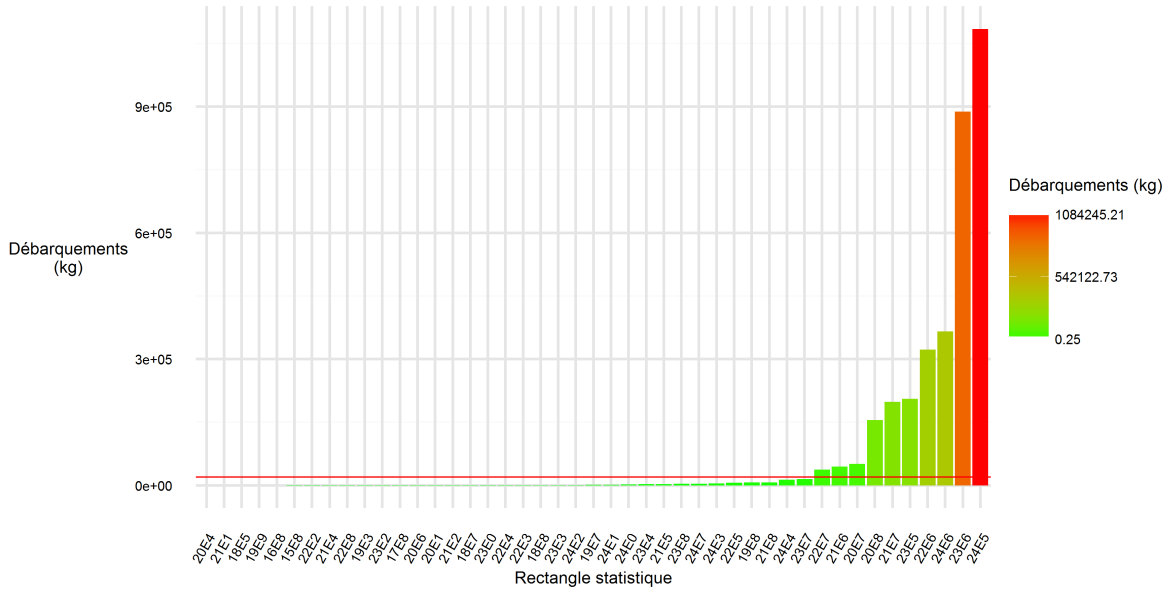
La langoustine étant présente dans la grande Vasière, elle constitue la zone de présence *a priori* (voir figure C.11).

Les débarquements de langoustine par rectangle statistique sont en figures C.12a et C.12b. Tous les rectangles où ont été effectués au moins 20 tonnes de débarquements en 2010 sont conservés dans la zone de présence. Cette zone de présence après filtrage correspond à la zone *a priori* (figure C.12c). Par conséquent, la zone *a priori* définit l’ensemble des zones de présences de la langoustine, en figure C.11. La répartition spatiale des débarquements de langoustine dans cette zone est montrée en figure C.12c. Afin de prendre en compte les variations spatiales d’abondance et de structure en taille et sexe du stock, il y a autant de zones de présence que de rectangles statistiques. Cet ensemble de zones contient la quasi-intégralité de la grande Vasière, et tient compte d’environ 98% des débarquements français de langoustine.

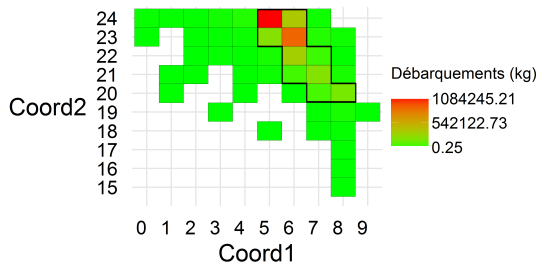
Structure de la population La population est structurée en taille et en sexe. Il y a 33 classes de taille (longueur de carapace) de mâles, 23 de femelles, et 1 classe mixte contenant le recrutement. Les classes de mâles sont des classes de 2mm, la borne inférieure de la première est à 10mm, celle de la dernière à 74mm. Pour les femelles, les classes sont définies de la même manière, sauf que la borne inférieure de la dernière classe est à 54mm.

Saisons 8 saisons sont définies pour la langoustine :

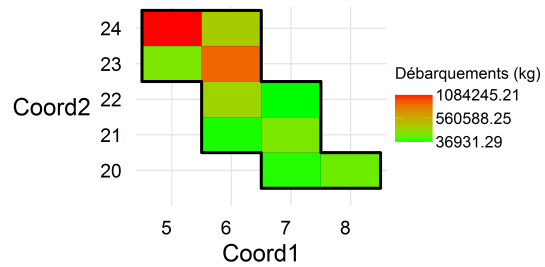
- janvier : reproduction, le recrutement est réparti entre mâles et femelles (50%-50%), les femelles sont enfouies, donc moins accessibles.



(a) Histogramme des débarquements français de langoustine en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique.



(b) Répartition spatiale des débarquements français de langoustine en kilogrammes en 2010.



(c) Répartition spatiale des débarquements français de langoustine en kilogrammes en 2010 après filtrage.

FIGURE C.12 – Répartition spatiale et histogramme des débarquements français de langoustine en kilogrammes en 2010 par rectangle statistique. La zone de présence *a priori* est délimitée en noir.

- février-mars : les femelles sont enfouies, donc moins accessibles.
- avril : changements de groupes (mue), les femelles ne sont pas enfouies.
- mai-juin : les femelles ne sont pas enfouies.
- juillet-août : les femelles ne sont pas enfouies.
- septembre : les femelles sont enfouies, donc moins accessibles.
- octobre : changements de groupes (mue femelles immatures et mâles), les femelles sont enfouies, donc moins accessibles.
- novembre-décembre : les femelles sont enfouies, donc moins accessibles.

(Conan, 1975)

Reproduction, recrutement Le recrutement a lieu en janvier uniquement. Il est modélisé par une équation de Beverton-Holt :

$$R_y = \frac{\alpha SSB_y}{\beta + SSB_y} \quad (C.10)$$

avec y l'année, SSB_y la biomasse de femelles fécondes pour l'année y en kg, R_y le recrutement de l'année y en nombre, $\alpha = 1220695327.3$ et $\beta = 3866855.3$. Ces 2 derniers paramètres ont été estimés sur la base des estimations de ICES (2014b) de SSB de femelles et de recrutement de 1987 à 2013, par résolution numérique de l'équation (C.10) (il n'y a pas d'estimations plus récente). La répartition spatiale du recrutement est faite au prorata de la biomasse de femelles fécondes.

Abondance au pas de temps initial L'abondance au pas de temps initial est calculée à partir d'estimations d'abondance aux âges pour début 2010 estimées par ICES (2014b) (estimations les plus récentes disponibles), et des observations LANGOLF entre 2006 et 2010.

Des observations en nombre LANGOLF $N_{y,tr,sex,l}$ sont disponibles, avec y l'année, tr le trait, sex le sexe et l la classe de longueur. On en déduit des nombres élevés par rectangle statistique rs $N_{y,rs,sex,l}^{el}$:

$$N_{y,rs,sex,l}^{el} = \sum_{tr \in str} N_{y,tr,sex,l} \frac{S^{str}}{\sum_{tr \in str} S_{y,tr,rs}^{bal}} \quad (C.11)$$

$$N_{y,rs,sex,l}^{el} = \sum_{str} N_{y,rs,sex,l}^{el} * \frac{S_{rs}^{str}}{S_{rs}^{mer}}$$

, avec $N_{y,rs,sex,l}^{el}$ les nombres élevés pour l'année y dans une strate LANGOLF str , y l'année, S^{str} la surface s'une strate, $S_{y,tr,rs}^{bal}$ la surface balayée par une trait dans la strate str l'année y , S_{rs}^{str} la surface d'un rectangle statistique dans une strate LANGOLF, S_{rs}^{mer} la surface immergée d'un rectangle statistique.

À partir des nombres élevés par rectangle statistique, on peut calculer une répartition moyenne des individus par rectangle statistique p_{rs} :

$$p_{rs} = \frac{\sum_{\substack{y \\ sex \\ l}} N_{y,rs,sex,l}^{el}}{\sum_{\substack{y \\ rs \\ sex \\ l}} N_{y,rs,sex,l}^{el}} \quad (C.12)$$

On calcule des proportions par classe de longueur l et sexe sex moyennes $p_{l,sex}$, sauf pour la classe de recrutement :

$$p_{l,sex} = \frac{\sum_{\substack{y \\ rs}} N_{y,rs,sex,l}^{el}}{\sum_{\substack{y \\ rs \\ sex \\ l}} N_{y,rs,sex,l}^{el}} \quad (C.13)$$

On en déduit l'abondance par rectangle statistique, classe de taille et sexe pour 2010 $N_{rs,sex,l}^{2010}$:

$$N_{sex,l}^{2010} = \begin{cases} \sum_a N_a^{2010} * p_{l,sex}, & sex \in (f, m) \\ N_0^{2010} & , sex = r \end{cases} \quad (C.14)$$

$$N_{rs,sex,l}^{2010} = p_{rs} * N_{sex,l}^{2010}$$

, avec N_a^{2010} l'abondance de langoustines par classe d'âge a pour 2010 estimée par ICES (2014b). Les estimations de $N_{rs,sex,l}^{2010}$ sont données en table C.14.

Migrations Aucune migration n'est modélisée.

Maturité La maturité fonctionnelle pour les mâles est atteinte à 26mm longueur de carapace. La maturité pour les femelles est atteinte à 22.4mm longueur de carapace, qui est ramenée à 22mm étant donné la structure discrète du modèle. (ICES, 2016a),

Mortalité naturelle

$$M_{m\grave{a}le} = 0.3an^{-1} \quad (C.15)$$

$$M_{femelle} = \begin{cases} 0.2an^{-1}, & l \geq 22mm \\ 0.3an^{-1}, & l < 22mm \end{cases} \quad (C.16)$$

(Morizur, 1982)

La mortalité naturelle est constante au cours du temps.

Relation taille-poids

$$W = a * l^b \quad (C.17)$$

avec W le poids en kg, l la longueur de carapace en mm. Pour les mâles, $a = 0.39$ et $b = 3.18$. Pour les femelles, $a = 0.81$ et $b = 2.97$ (Conan, 1978).

Croissance D'une manière similaire au merlu, une matrice de transition est calculée à partir d'une loi de von Bertalanffy. Une matrice est calculée par sexe. Pour mimer le phénomène de mue, les transitions ne sont possibles qu'en avril et en octobre. Les femelles matures ne muent pas en octobre. En reprenant les notation de l'équation (3.12), $L_\infty = 76mm$ et $K = 0.14an^{-1}$ pour les mâles et femelles immatures, $L_\infty = 56mm$ et $K = 0.11an^{-1}$ pour les femelles matures (Conan, 1978). Une représentation graphique des matrices de transition est en figures C.13 et C.14.

Accessibilité L'accessibilité a été calibrée sur les captures aux âges de l'année 2010. Elle varie par trimestre, sexe et classe de taille. Le groupe de recrutement a une accessibilité de 0. Les valeurs d'accessibilité estimées sont fournies table C.12.

Initialisation : une matrice d'accessibilité $q^0 = \begin{pmatrix} q_{1,r,0}^0 & \cdots & q_{s,r,0}^0 & \cdots & q_{8,r,0}^0 \\ q_{1,m,0}^0 & \cdots & q_{s,m,0}^0 & \cdots & q_{8,m,0}^0 \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ q_{1,sex,l}^0 & \cdots & q_{s,sex,l}^0 & \cdots & q_{8,sex,l}^0 \\ \vdots & & \vdots & & \vdots \\ q_{1,f,54}^0 & \cdots & q_{s,f,54}^0 & \cdots & q_{8,f,54}^0 \end{pmatrix}$

est choisie comme point initial, avec $q_{s,sex,l}^i$ l'accessibilité à la saison s pour le sexe sex et la classe de taille l à l'itération i de la procédure de calibration. sex prend 3 modalités : m pour les mâles, f pour les femelles, r pour le recrutement mixte. Tous les $q_{.,r,0}$ valent 0. On commence par estimer les paramètres de la saison 1.

Déroulement de l'itération i :

Une simulation ISIS-Fish est réalisée avec une matrice d'accessibilités q^i , pour estimer les paramètres de la saison j .

Pour cette simulation sont calculés les ratios $r_{j,sex,l}$ de captures observées $C_{j,sex,l}^{obs}$ et simulées $C_{j,sex,l}^{sim}$:

$$r_{j,sex,l} = \frac{C_{j,sex,l}^{sim}}{C_{j,sex,l}^{obs}} \quad (C.18)$$

ainsi qu'un ratio moyen \bar{r}_j :

$$\bar{r}_j = \frac{\sum_{\substack{sex \in (f,m) \\ l \in L}} r_{j,sex,l}}{56} \quad (C.19)$$

avec L l'ensemble de classes de taille, 56 étant le nombre de combinaisons sexe * classe de taille, en ignorant la classe recrutement. Si \bar{r}_j est proche de 1, alors on passe à la saison suivante. S'il s'agissait de la dernière saison, la calibration est terminée. Si \bar{r}_j est loin de 1, on calcule le vecteur $q_{j,..}^{i+1}$ ainsi :

$$q_{j,r,0}^{i+1} = 0$$

$$q_{j,..}^{i+1} = q_{j,..}^i * r_{j,..} \quad (C.20)$$

On en déduit la matrice $q^{i+1} : q^{i+1} = (q_{0,..}^i, \dots, q_{j,..}^{i+1}, \dots, q_{8,..}^i)$.
Passage à l'itération suivante.

Facteurs de ciblage Le calcul est similaire à celui des coefficients de ciblage de la sole. Voir les estimations dans la table C.15.

Sélectivité Les engins chalut et chalut langoustinier peuvent capturer de la langoustine. Leur sélectivité en taille pour la langoustine est :

$$Sel(l) = \frac{1}{1 + e^{-0.32*(l-22.36)}} \quad (C.21)$$

(ICES, 2006)

classe	jan.	fev.-mars	avr.	mai-juin	juil.	aout-sep.	oct.	nov.-dec.
0	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
1	6.44E-06	6.44E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
2	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
3	3.86E-05	3.86E-05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
4	4.42E-05	4.42E-05	8.10E-05	8.10E-05	8.43E-05	8.43E-05	3.93E-05	3.93E-05
5	3.65E-06	3.65E-06	2.38E-05	2.38E-05	3.48E-05	3.48E-05	1.35E-04	1.35E-04
6	3.22E-06	3.22E-06	1.49E-05	1.49E-05	1.93E-05	1.93E-05	5.15E-05	5.15E-05
7	2.64E-06	2.64E-06	1.03E-05	1.03E-05	1.37E-05	1.37E-05	3.20E-05	3.20E-05
8	1.96E-06	1.96E-06	7.34E-06	7.34E-06	9.75E-06	9.75E-06	1.32E-05	1.32E-05
9	2.15E-06	2.15E-06	6.27E-06	6.27E-06	1.04E-05	1.04E-05	1.27E-05	1.27E-05
10	2.36E-06	2.36E-06	6.61E-06	6.61E-06	1.12E-05	1.12E-05	1.33E-05	1.33E-05
11	4.62E-06	4.62E-06	1.23E-05	1.23E-05	3.69E-05	3.69E-05	2.12E-05	2.12E-05
12	3.04E-06	3.04E-06	5.47E-06	5.47E-06	7.22E-06	7.22E-06	1.13E-05	1.13E-05
13	3.03E-06	3.03E-06	5.03E-06	5.03E-06	6.28E-06	6.28E-06	6.86E-06	6.86E-06
14	2.29E-06	2.29E-06	3.18E-06	3.18E-06	3.76E-06	3.76E-06	4.34E-06	4.34E-06
15	1.80E-06	1.80E-06	2.35E-06	2.35E-06	2.79E-06	2.79E-06	2.69E-06	2.69E-06
16	1.49E-06	1.49E-06	1.80E-06	1.80E-06	1.83E-06	1.83E-06	1.83E-06	1.83E-06
17	7.25E-07	7.25E-07	1.28E-06	1.28E-06	1.42E-06	1.42E-06	1.17E-06	1.17E-06
18	7.69E-07	7.69E-07	1.03E-06	1.03E-06	1.46E-06	1.46E-06	9.95E-07	9.95E-07
19	7.49E-07	7.49E-07	8.46E-07	8.46E-07	1.16E-06	1.16E-06	5.43E-07	5.43E-07
20	5.63E-06	5.63E-06	9.88E-07	9.88E-07	1.54E-06	1.54E-06	4.93E-07	4.93E-07
21	9.10E-06	9.10E-06	1.42E-06	1.42E-06	1.78E-06	1.78E-06	5.62E-07	5.62E-07
22	6.44E-06	6.44E-06	4.09E-06	4.09E-06	2.90E-06	2.90E-06	5.17E-07	5.17E-07
23	2.06E-06	2.06E-06	2.98E-06	2.98E-06	2.59E-06	2.59E-06	1.23E-06	1.23E-06
24	6.44E-06	6.44E-06	4.44E-06	4.44E-06	4.18E-06	4.18E-06	1.07E-06	1.07E-06
25	6.44E-06	6.44E-06	7.83E-06	7.83E-06	1.35E-05	1.35E-05	1.95E-06	1.95E-06
26	6.44E-06	6.44E-06	2.08E-05	2.08E-05	0.00E+00	0.00E+00	5.30E-05	5.30E-05
27	6.44E-06	6.44E-06	1.30E-05	1.30E-05	5.40E-05	5.40E-05	2.62E-06	2.62E-06
28	2.47E-06	2.47E-06	5.86E-06	5.86E-06	5.33E-06	5.33E-06	8.97E-06	8.97E-06
29	6.44E-06	6.44E-06	1.03E-06	1.03E-06	2.08E-06	2.08E-06	1.09E-06	1.09E-06
30	6.44E-06	6.44E-06	7.04E-06	7.04E-06	3.17E-05	3.17E-05	0.00E+00	0.00E+00
31	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	8.43E-05	8.43E-05	2.76E-05	2.76E-05
32	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
33	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
34	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
35	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
36	7.70E-05	7.70E-05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
37	2.37E-05	2.37E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.14E-05	2.14E-05	1.27E-04	1.27E-04
38	4.35E-05	4.35E-05	2.83E-05	2.83E-05	7.41E-05	7.41E-05	1.55E-04	1.55E-04
39	4.49E-06	4.49E-06	2.17E-05	2.17E-05	9.28E-05	9.28E-05	3.32E-04	3.32E-04
40	2.96E-06	2.96E-06	1.24E-05	1.24E-05	2.29E-05	2.29E-05	1.26E-04	1.26E-04
41	2.04E-06	2.04E-06	5.18E-06	5.18E-06	7.58E-06	7.58E-06	5.11E-06	5.11E-06
42	1.15E-06	1.15E-06	4.40E-06	4.40E-06	4.37E-06	4.37E-06	1.68E-06	1.68E-06
43	1.62E-06	1.62E-06	4.16E-06	4.16E-06	3.39E-06	3.39E-06	5.81E-07	5.81E-07
44	1.96E-06	1.96E-06	5.00E-06	5.00E-06	3.29E-06	3.29E-06	4.22E-07	4.22E-07
45	1.93E-06	1.93E-06	6.33E-06	6.33E-06	3.68E-06	3.68E-06	4.41E-07	4.41E-07
46	9.34E-07	9.34E-07	5.88E-06	5.88E-06	3.32E-06	3.32E-06	3.88E-07	3.88E-07
47	5.13E-07	5.13E-07	4.63E-06	4.63E-06	2.71E-06	2.71E-06	2.55E-07	2.55E-07
48	7.21E-07	7.21E-07	3.43E-06	3.43E-06	2.67E-06	2.67E-06	2.34E-07	2.34E-07
49	5.57E-07	5.57E-07	3.18E-06	3.18E-06	3.03E-06	3.03E-06	5.62E-07	5.62E-07
50	4.27E-07	4.27E-07	3.32E-06	3.32E-06	2.65E-06	2.65E-06	6.17E-07	6.17E-07
51	1.92E-06	1.92E-06	2.71E-06	2.71E-06	5.10E-06	5.10E-06	5.56E-07	5.56E-07
52	6.44E-06	6.44E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.34E-04	1.34E-04

classe	jan.	fev.-mars	avr.	mai-juin	juil.	aout-sep.	oct.	nov.-dec.
53	3.80E-07	3.80E-07	4.70E-06	4.70E-06	7.67E-06	7.67E-06	4.50E-06	4.50E-06
54	1.77E-07	1.77E-07	1.97E-06	1.97E-06	2.74E-06	2.74E-06	1.62E-06	1.62E-06
55	6.44E-06	6.44E-06	6.26E-06	6.26E-06	1.10E-05	1.10E-05	1.85E-06	1.85E-06
56	0.00E+00	0.00E+00	4.90E-05	4.90E-05	3.08E-04	3.08E-04	2.87E-07	2.87E-07
57	6.44E-06	6.44E-06	1.06E-03	1.06E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

TABLE C.12 – Accessibilité de la langoustine en fonction de la saison (colonne) et de la classe de taille (ligne). La classe de recrutement est la classe 0, les classes de tailles mâle sont les lignes 1 à 33, les classes de taille femelle sont les lignes 35 à 57. La classe 34 n'est pas utilisée.

21E7	22E6	22E7	23E5	23E6	24E5	24E6	21E6	20E7	20E8
50113019.191	88579562.943	11830489.841	55287201.495	84117607.657	70645876.618	16728032.695	11670436.338	6275355.106	13099418.117
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
77499.009	136986.923	18295.669	85500.802	130086.579	109252.755	25869.644	18048.149	9704.74	20258.047
439161.05	776259.233	103675.46	484504.543	737157.279	619098.945	146594.648	102272.846	54993.524	114795.602
2118306.239	3744309.241	500081.632	2337021.911	3555699.817	2986241.972	707103.595	493316.079	265262.882	553719.963
2686632.304	4748880.014	634249.875	2964027.79	4509668.06	3787428.842	896814.316	625669.173	336430.972	702278.977
6006173.179	10616486.569	1417914.385	6626312.127	10081709.846	8467088.517	2004897.389	1398731.564	752117.317	1569998.676
6199920.701	10958953.877	1463653.559	6840064.131	10406926.293	8740220.405	2069571.498	1443851.937	776379.166	1620643.794
4998686.065	8835656.564	1180070.682	5514801.705	8390584.324	7046802.701	1668592.02	1164105.624	625955.702	1306644.059
4482026.007	7922410.407	1058099.552	4944796.361	7523340.466	6318451.001	1496127.729	1043784.63	561257.438	1171590.409
2027890.729	3584491.164	478736.685	2237270.976	3403932.142	2858780.424	676922.344	472259.904	253940.685	530085.574
2144139.242	3789971.549	506180.189	2365522.179	3599062.01	3022659.557	715726.81	499332.128	268497.795	560472.645
1304566.647	2305946.545	307977.103	1439263.494	2189790.741	1839088.044	435472.336	303810.512	163363.116	341010.465
852489.096	1506856.158	201252.364	940508.818	1430952.365	1201780.306	284566.081	198529.641	106752.135	222838.522
632908.572	1118726.542	149414.634	698256.547	1062373.726	892230.833	211268.757	147393.219	79255.373	165440.721
607075.569	1073064.234	143316.078	669756.279	1019011.533	855813.248	202645.543	141377.169	76020.46	158688.038
529576.56	936077.31	125020.408	584255.478	888924.954	746560.493	176775.899	123329.02	66315.72	138429.991
400411.545	707765.771	94527.626	441754.142	672113.99	564472.568	133659.826	93248.771	50141.154	104666.578
322912.537	570778.848	76231.956	356253.34	542027.411	455219.813	107790.182	75200.622	40436.415	84408.531
38749.504	68493.462	9147.835	42750.401	65043.289	54626.378	12934.822	9024.075	4852.37	10129.024
25833.003	45662.308	6098.556	28500.267	43362.193	36417.585	8623.215	6016.05	3234.913	6752.682
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
64582.507	114155.77	15246.391	71250.668	108405.482	91043.963	21558.036	15040.124	8087.283	16881.706
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
77499.009	136986.923	18295.669	85500.802	130086.579	109252.755	25869.644	18048.149	9704.74	20258.047
180831.02	319636.155	42689.895	199501.87	303535.35	254923.095	60362.502	42112.348	22644.392	47268.777

21E7	22E6	22E7	23E5	23E6	24E5	24E6	21E6	20E7	20E8
284163.032	502285.386	67084.121	313502.939	476984.122	400393.435	94855.36	66176.547	35584.045	74279.507
1356232.653	2397271.161	320174.216	1496264.029	2276515.127	1911923.214	452718.765	315842.611	169832.942	354515.83
4301194.986	7602774.253	1015409.656	4745294.491	7219805.116	6063527.906	1435765.227	1001672.281	538613.046	1124321.632
7284906.824	12876770.806	1719792.931	8037075.354	12228138.394	10269758.976	2431746.51	1696526.026	912245.52	1904256.458
1117273.763	19748948.133	2637625.684	12326365.569	18754148.423	15750605.521	3729540.304	2601941.512	1399099.955	2920535.171
6845745.774	12100511.573	1616117.471	7552570.811	11490981.115	9650660.03	2285151.862	1594253.181	857251.995	1789460.856
3991198.951	7054826.559	942226.978	4403291.284	6699458.801	5626516.886	1332286.652	929479.685	499794.088	1043289.442
1640395.685	2899556.547	387258.337	1809766.968	2753499.248	2312516.649	547574.125	382019.158	205416.988	428795.337
1304566.647	2305946.545	307977.103	1439263.494	2189790.741	1839088.044	435472.336	303810.512	163363.116	341010.465
516660.058	913246.156	121971.13	570005.344	867243.858	728351.7	172464.291	120320.995	64698.264	135053.65
258330.029	456623.078	60985.565	285002.672	433621.929	364175.85	86232.146	60160.497	32349.132	67526.825
180831.02	319636.155	42689.895	199501.87	303535.35	254923.095	60362.502	42112.348	22644.392	47268.777
90415.51	159818.077	21344.948	99750.935	151767.675	127461.548	30181.251	21056.174	11322.196	23634.389
25833.003	45662.308	6098.556	28500.267	43362.193	36417.585	8623.215	6016.05	3234.913	6752.682
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25833.003	45662.308	6098.556	28500.267	43362.193	36417.585	8623.215	6016.05	3234.913	6752.682
25833.003	45662.308	6098.556	28500.267	43362.193	36417.585	8623.215	6016.05	3234.913	6752.682
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TABLE C.14 – Abondance en nombre de langoustine au pas de temps initial en fonction des zones (colonnes) et des classes (lignes). La classe de recrutement est la classe 0, les classes de tailles mâle sont les lignes 1 à 33, les classes de taille femelle sont les lignes 35 à 57. La classe 34 n'est pas utilisée.

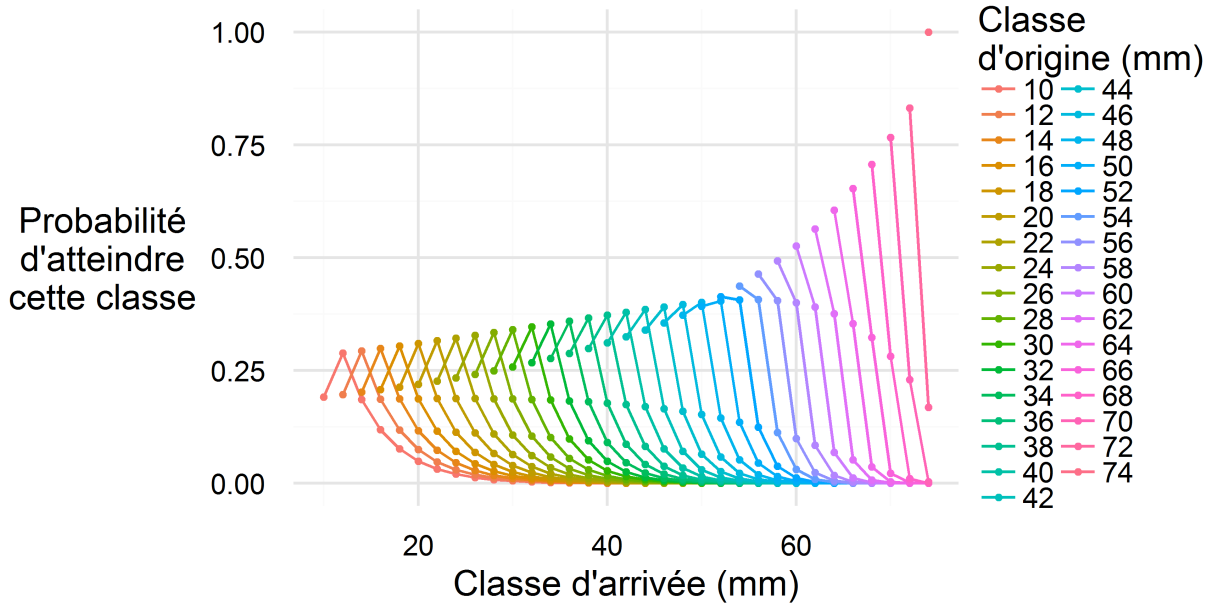


FIGURE C.13 – Représentation graphique de la matrice de transition pour la langoustine (mâles). Les probabilités de la matrice sont en ordonnées, les classes d'arrivée en abscisse, les classes de départ en couleur.

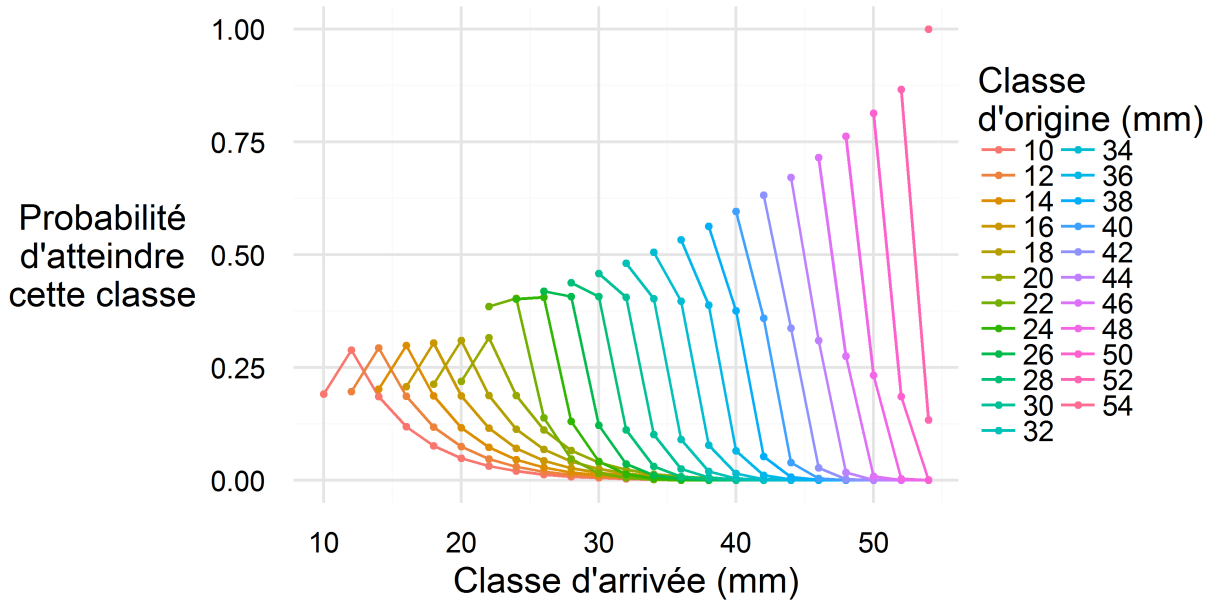


FIGURE C.14 – Représentation graphique de la matrice de transition pour la langoustine (femelles). Les probabilités de la matrice sont en ordonnées, les classes d'arrivée en abscisse, les classes de départ en couleur.

Espèce : Métier ISIS-Fish	Facteur de ciblage
Sole : Metier _FiletSole _NordC	0.66
Sole : Metier _FiletSole _NordIntPC	0.9295566
Sole : Metier _FiletSole _InterSudPC	1.04
Sole : Metier _FiletSole _InterC	0.30
Sole : Metier _FiletMerlu _NordPC	0.02
Sole : Metier _FiletMixte _NordPC	0.14
Sole : Metier _FiletMixte _NordC	0.18
Sole : Metier _FiletMixte _NordInterPC	0.35
Sole : Metier _FiletMixte _InterSudC	0.18
Sole : Metier _FiletMixte _InterC	0.18
Sole : Metier _FiletMerlu _InterSudAPC	0.01
Sole : Metier _FiletMerlu _InterSudC	0.03
Sole : Metier _FiletMerlu _InterSudPC	0.22
Sole : Metier _ChalutMixte _NordPC	3.93
Sole : Metier _ChaluMixte _InterC	5.42
Sole : Metier _ChalutBenth _NordAPC	0.58
Sole : Metier _ChalutBenth _NordC	2.62
Sole : Metier _ChalutBenth _APCS	0.1
Sole : Metier _ChalutSole _InterC	20.70
Sole : Metier _ChalutSole _InterSudC	23.92
Sole : Metier _ChalutMixte _NordC	8.24
Sole : Metier _ChalutMixte _APCS	4.05
Sole : Metier _Lang _InterC	12.08
Sole : Metier _Lang _NordPC	2.74
Sole : Metier _Lang _InterPC	4.31
Langoustine : Metier _ChalutMixte _NordPC	8.25
Langoustine : Metier _ChaluMixte _InterC	4.15
Langoustine : Metier _ChalutBenth _NordAPC	0.92
Langoustine : Metier _ChalutBenth _NordC	4.96
Langoustine : Metier _ChalutBenth _APCS	0.21
Langoustine : Metier _ChalutSole _InterC	3.34
Langoustine : Metier _ChalutSole _InterSudC	2.56
Langoustine : Metier _ChalutMixte _NordC	2.76
Langoustine : Metier _ChalutMixte _APCS	4.85
Langoustine : Metier _Lang _InterC	26.56
Langoustine : Metier _Lang _NordPC	39.09
Langoustine : Metier _Lang _InterPC	26.80

TABLE C.15 – Estimations de facteurs de ciblage

Annexe D

Définition des engins, métiers, flottilles et stratégies dans le modèle ISIS-Fish

1 Métiers français et chalutiers espagnols

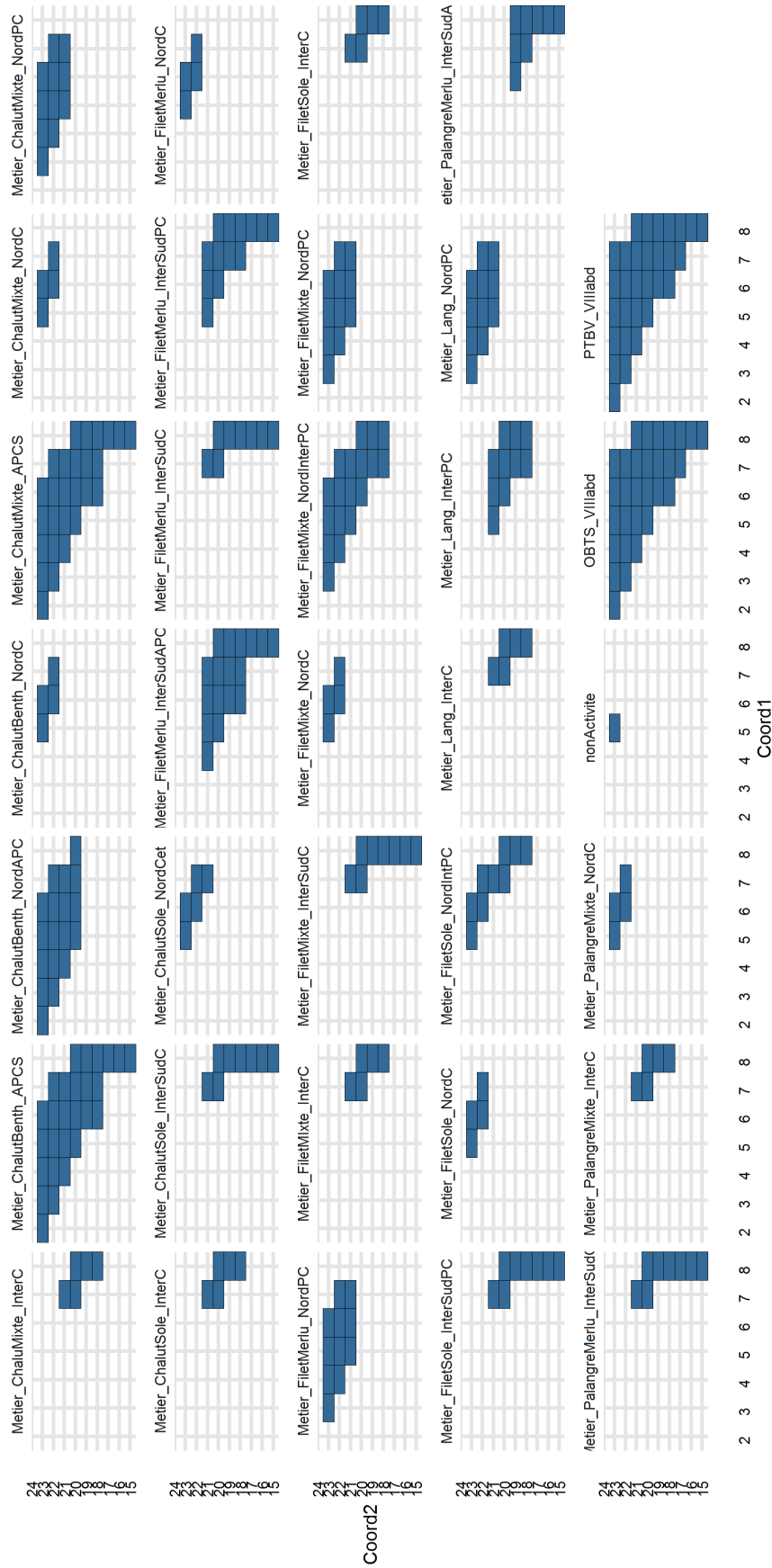


FIGURE D.1 – Ensembles de rectangles statistiques formant les zones de chaque métier golfe de Gascogne défini dans le modèle opératoire. Coordonnées de la forme [Coord2]E[Coord1].

Stratégie	janv.	fév.	mars	avr.	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	déc.
SpainMainHakeON_20_29	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
SpainMainHakeON_30_39	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
SpainMainHakePA_30_39	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
SpainMainMegrinAnglerfishON_20_29	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
SpainMainMegrinAnglerfishON_30_39	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
SpainMainMegrinAnglerfishPA_30_39	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
STR_GdG_Nord_1218m_G	24	21	22	23	22	19	21	23	23	25	23	24
STR_GdG_Nord_1218m_O	21	20	19	19	20	19	21	20	21	22	21	24
STR_GdG_Nord_moins12m_G	25	21	22	21	22	20	20	21	21	23	22	25
STR_GdG_Nord_moins12m_G-L	17	15	20	14	13	12	14	12	13	16	16	17
STR_GdG_Nord_moins12m_O	22	18	18	15	16	14	15	14	14	17	17	22
STR_GdG_Nord_plus18m	20	16	18	18	18	18	18	19	19	21	22	23
STR_GdG_Sud_1218m_G	12	10	12	12	12	11	12	12	12	14	14	18
STR_GdG_Sud_1218m_O	12	12	12	11	14	12	12	10	11	12	12	15
STR_GdG_Sud_moins12m_G	14	11	15	12	14	12	14	14	14	18	18	18
STR_GdG_Sud_moins12m_G-L-O	17	14	14	10	13	11	14	14	15	17	16	19
STR_GdG_Sud_moins12m_L	16	17	17	13	12	12	16	15	15	17	16	19
STR_GdG_Sud_moins12m_O	15	12	17	16	16	14	15	14	14	17	18	17
STR_GdG_Sud_plus18m_G	11	9	12	17	12	13	14	12	13	15	13	18
STR_GdG_Sud_plus18m_O	15	14	15	14	16	16	17	15	16	15	15	17

TABLE D.1 – Nombre de jours d’inactivité par mois en fonction de la stratégie

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
non.Activite	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PTBV_VIIIabd	0.7	0.7	0.8	0.9	1.0	0.9	1.0	0.6	0.8	1.0	0.9	0.8
OBTS_VIIIabd	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie Spain>MainHakeON_20_29

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
non.Activite	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PTBV_VIIIabd	0.6	0.7	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	0.6	0.9	1.0	1.0	0.9
OBTS_VIIIabd	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie Spain>MainHakeON_30_39

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
non.Activite	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PTBV_VIIIabd	0.5	0.7	0.9	0.8	0.9	0.9	1.0	0.9	0.9	0.9	0.9	0.7
OBTS_VIIIabd	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie Spain>MainHakePA_30_39

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
non.Activite	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PTBV_VIIIabd	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
OBTS_VIIIabd	0.1	0.11	0.1	0.08	0.08	0.07	0.07	0.04	0.07	0.08	0.1	0.1

Stratégie Spain>MainMegrim.AnglerfishON_20_29

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
non.Activite	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PTBV_VIIIabd	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
OBTS_VIIIabd	0.12	0.13	0.12	0.08	0.07	0.06	0.05	0.03	0.05	0.08	0.12	0.12

Stratégie Spain>MainMegrim.AnglerfishON_30_39

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
non.Activite	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PTBV_VIIIabd	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
OBTS_VIIIabd	0.04	0.1	0.1	0.12	0.08	0.11	0.09	0.01	0.07	0.08	0.1	0.12

Stratégie Spain>MainMegrim.AnglerfishPA_30_39

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_APCS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_Lang_NordPC	0.05	0.0	0.0	0.0	0.04	0.0	0.0	0.05	0.05	0.05	0.04	0.03
Metier_ChalutSole_NordCet	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutBenth_NordAPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordC	0.06	0.15	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordIntPC	0.62	0.71	0.68	0.51	0.34	0.37	0.37	0.46	0.48	0.5	0.33	0.36
Metier_FiletMixte_NordPC	0.1	0.04	0.08	0.27	0.39	0.34	0.36	0.26	0.19	0.21	0.35	0.37
Metier_FiletMixte_NordC	0.06	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0	0.05	0.0	0.0	0.0	0.01	0.01
Metier_ChalutMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangeMixte_NordC	0.03	0.0	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.0	0.15	0.15	0.15
Metier_FiletMerlu_NordPC	0.07	0.05	0.05	0.02	0.07	0.07	0.08	0.08	0.13	0.09	0.12	0.07

Stratégie STR_GdG_Nord_1218m_G

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_APCS	0.3	0.24	0.2	0.17	0.1	0.1	0.09	0.14	0.18	0.24	0.34	0.35
Metier_Lang_NordPC	0.28	0.47	0.47	0.7	0.81	0.79	0.84	0.74	0.6	0.55	0.42	0.41
Metier_ChalutSole_NordCet	0.03	0.06	0.02	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.06	0.02
Metier_ChalutBenth_NordAPC	0.39	0.23	0.31	0.12	0.09	0.11	0.07	0.12	0.22	0.2	0.18	0.22
Metier_FiletSole_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordIntPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangeMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Nord_1218m_O

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_Lang_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_NordCet	0.0	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.01	0.04	0.01	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutBenth_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordIntPC	0.29	0.59	0.63	0.32	0.43	0.34	0.45	0.43	0.39	0.45	0.22	0.25
Metier_FiletMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutMixte_NordC	0.0	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangeMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0	0.02	0.02	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordPC	0.71	0.41	0.35	0.68	0.57	0.66	0.52	0.53	0.57	0.53	0.78	0.75

Stratégie STR_GdG_Nord_moins12m_G

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_Lang_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_NordCet	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutBenth_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordIntPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordC	0.83	0.72	0.25	0.14	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.58	0.54	0.1
Metier_ChalutMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordC	0.09	0.28	0.75	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.35	0.42	0.32
Metier_PalangreMixte_NordC	0.08	0.0	0.0	0.86	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.07	0.04	0.58
Metier_FiletMerlu_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Nord_moins12m_G-L

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_NordPC	0.64	0.29	0.34	0.41	0.47	0.43	0.47	0.55	0.58	0.58	0.57	0.51
Metier_Lang_NordPC	0.26	0.53	0.54	0.46	0.46	0.48	0.45	0.37	0.33	0.32	0.27	0.35
Metier_ChalutSole_NordCet	0.06	0.18	0.11	0.13	0.07	0.09	0.08	0.07	0.07	0.09	0.14	0.12
Metier_ChalutBenth_NordC	0.04	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02
Metier_FiletSole_NordIntPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangreMixte_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Nord_moins12m_O

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutBenth_NordAPC	0.53	0.53	0.67	0.53	0.45	0.56	0.43	0.5	0.66	0.6	0.52	0.55
Metier_ChalutMixte_APCS	0.32	0.29	0.21	0.19	0.09	0.08	0.06	0.1	0.14	0.24	0.33	0.31
Metier_FiletSole_NordIntPC	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.0	0.0	0.0	0.01	0.03	0.02
Metier_FiletMixte_NordInterPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.04	0.04	0.04	0.03	0.01	0.01
Metier_PalangreMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.01
Metier_Lang_NordPC	0.02	0.02	0.05	0.22	0.39	0.29	0.43	0.12	0.12	0.08	0.07	0.08
Metier_ChalutSole_NordCet	0.06	0.09	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0
Metier_PalangreMerlu_InterSudAC	0.04	0.04	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04	0.04	0.02	0.03

Stratégie STR_GdG_Nord_plus18m

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_APCS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_Lang_InterPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.97	0.98	0.91	0.8	0.81	0.83	0.95	0.94	0.93	0.92	0.89	0.91
Metier_FiletMixte_InterSudC	0.03	0.02	0.06	0.17	0.16	0.17	0.04	0.05	0.05	0.07	0.07	0.08
Metier_ChalutBenth_APCS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudPC	0.0	0.0	0.03	0.03	0.02	0.0	0.0	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01
Metier_ChalutBenth_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0
Metier_FiletSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Sud_1218m_G

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_APCS	0.92	0.91	0.86	0.59	0.56	0.53	0.55	0.57	0.76	0.86	0.84	0.94
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.03	0.04	0.02	0.06	0.08	0.04	0.04	0.08	0.09	0.1	0.14	0.02
Metier_Lang_InterPC	0.0	0.0	0.0	0.22	0.26	0.35	0.35	0.27	0.11	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutBenth_APCS	0.05	0.05	0.12	0.13	0.08	0.08	0.06	0.08	0.04	0.04	0.02	0.04
Metier_FiletMerlu_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutBenth_NordC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Sud_1218m_O

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChaluMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0
Metier_ChalutSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterSudC	0.08	0.07	0.12	0.3	0.2	0.09	0.1	0.07	0.1	0.13	0.21	0.15
Metier_Lang_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.9	0.92	0.86	0.67	0.77	0.89	0.89	0.88	0.86	0.81	0.73	0.78
Metier_PalangreMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangreMerlu_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudPC	0.02	0.01	0.02	0.03	0.02	0.01	0.01	0.05	0.04	0.04	0.05	0.06
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.01	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0	0.01

Stratégie STR_GdG_Sud_moins12m_G

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChahuMixte_InterC	0.07	0.0	0.0	0.06	0.19	0.38	0.21	0.45	0.22	0.33	0.28	0.28
Metier_ChalutSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.02	0.02	0.01	0.08	0.0	0.06	0.06	0.13	0.01
Metier_FiletMixte_InterSudC	0.21	0.25	0.15	0.45	0.22	0.07	0.03	0.03	0.15	0.42	0.36	0.17
Metier_Lang_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.7	0.68	0.74	0.29	0.36	0.3	0.34	0.33	0.16	0.1	0.09	0.49
Metier_PalangreMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.03	0.04	0.11	0.04	0.14	0.03	0.08	0.0
Metier_FiletSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangreMerlu_InterSudC	0.0	0.0	0.07	0.18	0.17	0.2	0.22	0.13	0.21	0.05	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudC	0.02	0.07	0.04	0.0	0.01	0.0	0.01	0.02	0.06	0.01	0.05	0.05
Metier_FiletMerlu_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Sud_moins12m_G-L-O

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChahuMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_Lang_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangreMixte_InterC	0.05	0.0	0.05	0.26	0.62	0.44	0.31	0.32	0.57	0.18	1.0	0.13
Metier_FiletSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangreMerlu_InterSudC	0.95	1.0	0.95	0.74	0.38	0.56	0.69	0.68	0.43	0.82	0.0	0.87
Metier_FiletMerlu_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Sud_moins12m_L

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_InterC	0.93	0.95	0.88	0.74	0.79	0.76	0.75	0.8	0.88	0.85	0.81	0.81
Metier_ChalutSole_InterC	0.07	0.05	0.11	0.24	0.19	0.24	0.25	0.2	0.12	0.14	0.19	0.16
Metier_FiletMixte_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_Lang_InterC	0.0	0.0	0.0	0.02	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.0	0.03
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangreMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterC	0.0	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_PalangreMerlu_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Sud_moins12m_O

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_APCS	0.0	0.0	0.0	0.01	0.04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMerlu_InterSudAPC	0.48	0.49	0.68	0.48	0.49	0.45	0.52	0.34	0.4	0.41	0.34	0.36
Metier_FiletMixte_NordInterPC	0.01	0.01	0.05	0.17	0.13	0.19	0.09	0.07	0.05	0.11	0.19	0.09
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutBenth_APCS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.51	0.5	0.27	0.34	0.31	0.36	0.39	0.59	0.55	0.47	0.46	0.55
Metier_Lang_InterPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.03	0.0	0.0	0.0	0.0	0.01	0.01	0.0

Stratégie STR_GdG_Sud_plus18m_G

	janvier	fevrier	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	decembre
Metier_ChalutMixte_APCS	0.93	0.9	0.49	0.43	0.33	0.26	0.43	0.54	0.68	0.74	0.87	0.87
Metier_FiletMerlu_InterSudAPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_NordInterPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterSudC	0.01	0.01	0.0	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.11	0.09	0.04	0.02
Metier_ChalutBenth_APCS	0.06	0.09	0.51	0.53	0.59	0.53	0.32	0.27	0.18	0.17	0.09	0.11
Metier_FiletSole_InterSudPC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_Lang_InterPC	0.0	0.0	0.0	0.03	0.06	0.18	0.21	0.14	0.03	0.0	0.0	0.0
Metier_FiletMixte_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Metier_ChalutSole_InterC	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Stratégie STR_GdG_Sud_plus18m_O

TABLE D.2 – Proportion de chaque stratégie (table) exercée par un métier (ligne) pendant un mois (colonne)

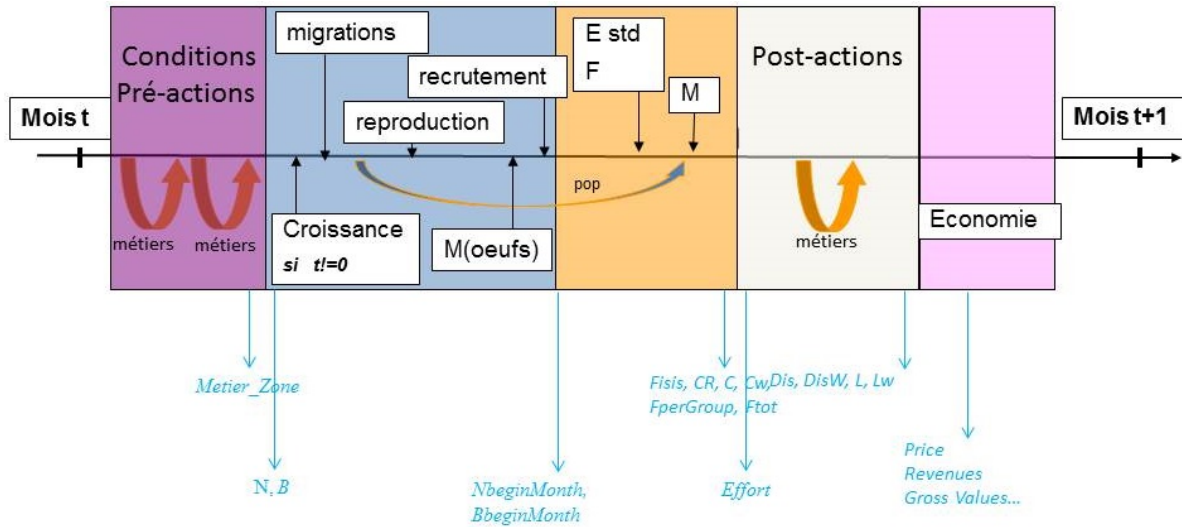


FIGURE D.2 – Chronologie des processus au cours d'un pas de temps t ISIS-Fish

2 Fileyeurs et palangriers espagnols, métiers hors golfe de Gascogne

Les observations sur l'effort de ces métiers n'étant pas disponibles à une échelle suffisamment désagrégée, il n'est pas possible de les décrire à l'échelle des métiers, stratégies et flottilles d'ISIS-Fish. Ainsi, plutôt que de décrire ces métiers via l'effort, ces métiers sont décrits par une capture forcée dans une règle de gestion. Ces captures ont lieu à chaque pas de temps dans la période de post-action (voir déroulé des processus figure D.2), juste après l'application des mortalités.

2.1 Observations disponibles

Les captures à forcer sont déduites d'ensembles d'observations.

Fileyeurs et palangriers espagnols

- 2010 : les observations par engin e (filet ou palangre), saison s , classe de taille l sont disponibles. Les observations des engins sont sommées en $C_{s,l}^{obs}$. Le pas de temps étant mensuel dans ISIS-Fish, les observations pour un mois m de la saison s sont :

$$C_{m,l}^{obs} = \frac{C_{s,l}^{obs}}{3} \quad (\text{D.1})$$

Cette capture concerne des individus mesurant au moins 36cm : ils ne peuvent donc pas se trouver en zone de recrutement. La zone de présence étant vide au pas de temps initial, aucune capture n'est forcée dans la zone de présence au premier trimestre. Par

conséquent, au premier trimestre, la captures des fileyeurs et palangriers espagnols est répartie entre zone intermédiaire et zone de reproduction :

$$C_{t,l,z}^{for} = \frac{C_{m,l}^{obs}}{2} \quad (D.2)$$

avec t le pas de temps.

Les trimestres suivants, la capture est répartie entre zone de présence, zone intermédiaire et zone de reproduction :

$$C_{t,l,z}^{for} = \frac{C_{m,l}^{obs}}{3} \quad (D.3)$$

- Dès 2011 : pour chaque mois, la capture à forcer se base sur un ratio fixe et la capture simulée des fileyeurs et palangriers français. Le ratio fixe $r_{e,m,l}$ dépend de l'engin e , et est calculé sur la base des observations par pays p et année y $C_{e,y,s,l}^{obs,p}$:

$$r_{e,m,l} = \frac{\sum_{y=2010}^{2012} C_{e,y,s,l}^{obs,Espagne}}{\sum_{y=2010}^{2012} C_{e,y,s,l}^{obs,France}} \quad (D.4)$$

Il s'agit du ratio par mois, classe de taille et engin moyen sur 2010-2012 entre captures espagnoles et françaises. On en déduit la capture espagnole à forcer :

$$C_{t,l,z}^{for} = \sum_{met \in FRLG} \sum_{z \in gdG} r_{e,m,l} * C_{t,met,l,z}^{sim,France} \quad (D.5)$$

avec gdG l'ensemble des zones du golfe de Gascogne, $FRLG$ l'ensemble des métiers français utilisant la palangre ou le filet, e l'engin utilisé par le métier met .

Métiers hors du golfe de Gascogne

- 2010-2012. Les observations sont disponibles à l'échelle de 4 métiers met définis dans Vigier *et al.* (2018) : `LONGLINEGILLNET_CS`, `TRAWL_FISH_CS_E`, `TRAWL_FISH_CS_W` pour la mer Celtique, `OTHERS` pour la zone Nord. Ainsi, la capture à forcer est :

$$C_{t,l,z}^{for} = \sum_{met \in z} \frac{C_{met,y,s,l,z}^{obs}}{3} \quad (D.6)$$

avec y et s respectivement l'année et la saison du pas de temps mensuel t , et z la zone où est pratiquée met (mer Celtique ou zone Nord). Fractions débarquées et rejetées sont confondues.

- 2013-2016 Pour les métiers `TRAWL_FISH_CS_W` et `OTHERS`, les observations sont disponibles aux mêmes échelles que pour 2010-2012. Ce n'est pas le cas pour `LONGLINEGILLNET_CS` et `TRAWL_FISH_CS_E`. Pour chacun de ces 2 métiers, les observations sont sommées sur le golfe de Gascogne et la mer Celtique (métiers $Gmet$). On cherche donc à déduire des observations pour la mer Celtique uniquement, sur la base de la période 2010-2012.

Pour la capture totale par métier, une proportion mer Celtique saisonnière par métier moyenne sur 2010-2012 est calculée

$$r_{s,met}^{mC} = \frac{\sum_{y=2010}^{2012} \frac{C_{y,s,Gmet}^{obs,mC}}{C_{y,s,Gmet}^{obs,mC+gdG}}}{3} \quad (D.7)$$

avec mC la mer Celtique, gdG le golfe de Gascogne. Ce ratio est ensuite appliqué à la capture totale en nombre pour chaque métier entre 2013 et 2016 :

$$C_{y,s,met}^{for} = r_{s,met}^{mC} * C_{y,s,Gmet}^{obs} \quad (D.8)$$

En ce qui concerne la proportion $p_{y,s,l,met}$ d'individus appartenant à la classe de taille l , après exploration des observations 2010-2012 : pour `LONGLINEGILLNET_CS`, on utilise les proportions de 2012 uniquement $p_{y,s,l,met} = p_{2012,s,l,met}$; pour `TRAWL_FISH_CS_E`,

on utilise la proportion moyenne sur 2010-2012 : $p_{y,s,l,met} = \frac{\sum_{y=2010}^{2012} p_{y,s,l,met}}{3}$

La capture forcée finale pour chaque métier met est :

$$C_{t,met,l,z}^{for} = \sum_{l \in L} C_{y,s,met}^{for} * p_{y,s,l,met} * \frac{1}{3} \quad (D.9)$$

- Dès 2017, le TAC en tonnes attribué à une zone z est utilisé. Des rapports du groupe de travail (ICES, 2017), on déduit que l'ensemble 2a,3,4 reçoit environ 6,5% du TAC, et l'ensemble 5b,6,7,12,14 reçoit environ 56% du TAC chaque année. La zone Nord empiète dans ces 2 ensembles, tandis que la mer Celtique est incluse dans le deuxième ensemble, parmi d'autres zones. On pose une proportion fixe mer Celtique $p_{fixe}^{mC} = 0,56$, et une proportion fixe zone Nord $p_{fixe}^{zN} = 0,625$. Pour chaque métier*saison*fraction, on souhaite connaître la proportion $prop_{met,s,p}$ du TAC de région ($TAC_y * p_{fixe}$) allouée à cette combinaison. Enfin, à partir des observations des années précédentes, on cherche des nombres par classes de taille $LFD_{met,s,p,l}^{tonne}$, tels qu'ils soient représentatifs du passé (subjectif) ; mais aussi tels que le poids de l'ensemble des individus d'un même métier*saison*fraction fasse une tonne. De tout ceci, on peut en déduire une capture en nombre à forcer pour chaque métier :

$$C_{met,t,p,l}^{for} = TAC_y * p_{fixe}^z * prop_{met,s,p} * LFD_{met,s,p,l}^{tonne} * \frac{1}{3} \quad (D.10)$$

Calcul des $prop_{met,s,p}$: il s'agit du produit de la proportion allouée à chaque zone (par exemple, la proportion réellement allouée à la mer Celtique dans l'ensemble 5b,6,7,12,14), de la proportion allouée à chaque saison par zone, et de la proportion allouée à chaque métier dans chaque saison*zone (=1 en zone Nord). En fonction de la fraction débarquée ou rejetée, les années prises en compte pour le calcul sont différentes.

— Débarquements :

$$prop_{met,s,deb} = \frac{\sum_{y=2013}^{2016} \frac{\sum_{met \in z} C_{met,y,deb}^{obs,weight}}{p_{fixe}^z * TAC_y}}{4} * \frac{\sum_{y=2008}^{2012} \frac{\sum_{met \in z} C_{met,y,s,deb}^{obs,weight}}{p_{fixe}^z * TAC_y}}{5} * \frac{\sum_{y=2013}^{2016} \frac{C_{met,y,s,deb}^{obs,weight}}{\sum_{s \in y} \sum_{met \in z} C_{met,y,s,deb}^{for,weight}}}{4} \quad (D.11)$$

— Rejets :

$$prop_{met,s,rej} = \frac{\sum_{y=2014}^{2016} \frac{\sum_{met \in z} C_{met,y,rej}^{obs,weight}}{p_{fixe}^z * TAC_y}}{3} * \frac{\sum_{y=2008}^{2012} \frac{\sum_{met \in z} C_{met,y,s,rej}^{obs,weight}}{p_{fixe}^z * TAC_y}}{5} * \frac{\sum_{y=2014}^{2016} \frac{C_{met,y,s,rej}^{obs,weight}}{\sum_{s \in y} \sum_{met \in z} C_{met,y,s,rej}^{obs,weight}}}{3} \quad (D.12)$$

Calcul de $LF D_{met,s,p,l}^{tonne}$:

— TRAWL_FISH_CS_W et OTHERS : sur les bases des proportions observées à l'année 2016 $p_{2016,met,s,p,l}^{obs}$:

$$LF D_{met,s,p,l}^{tonne} = \frac{p_{2016,met,s,p,l}^{obs}}{\sum_{l \in L} p_{2016,met,s,p,l}^{obs} * w_l} \quad (D.13)$$

avec w_l le poids moyen à la taille l , obtenu avec l'équation (3.2).

— LONGLINEGILLNET_CS : sur les bases des proportions observées à l'année 2012 $p_{2012,met,s,p,l}^{obs}$:

$$LF D_{met,s,p,l}^{tonne} = \frac{p_{2012,met,s,p,l}^{obs}}{\sum_{l \in L} p_{2012,met,s,p,l}^{obs} * w_l} \quad (D.14)$$

— TRAWL_FISH_CS_E : sur les bases d'une moyenne des proportions observées aux années 2010-2012 $p_{y,met,s,p,l}^{obs}$:

$$LF D_{met,s,p,l}^{tonne} = \frac{\sum_{y=2010}^{2012} \frac{p_{y,met,s,p,l}^{obs}}{3}}{\sum_{l \in L} \sum_{y=2010}^{2012} \frac{p_{y,met,s,p,l}^{obs}}{3} * w_l} \quad (D.15)$$

2.2 Implémentation

Les captures sont forcées lors de la post-action de règles de gestion (figure D.2), juste après que les mortalités aient été appliquées sur la population. Il est possible que la capture forcée soit plus forte que l'abondance simulée, ce qui est théoriquement impossible. Pour pallier à ce problème, la capture forcée est réduite pour devenir inférieure à l'abondance dans

Engin	Famille de fonction	Valeurs de paramètres
Chalut jumeau	Logistique	$p_1 = 27.0983$; $p_2 = 3.64362$
Chalut jumeau langoustinier	Double normale	$p_1 = 16.1476$; $p_2 = -14.0259$; $p_3 = 3.1092$; $p_4 = 4.89597$; $p_5 = -999$; $p_6 = -2.27506$
Baka espagnol, chalut espagnol <i>Very High Vertical Opening</i>	Double normale	$p_1 = 19.9193$; $p_2 = -1.59628$; $p_3 = 3.51534$; $p_4 = 4.10591$; $p_5 = -13.3064$; $p_6 = -0.709587$
Filet et palangre	Double normale	$p_1 = 71.1087$; $p_2 = -3$; $p_3 = 5.92049$; $p_4 = 2.98182$; $p_5 = -999$; $p_6 = -0.867108$

TABLE D.3 – Modélisation des sélectivités en taille de chaque engin pour le merlu. Les formules des familles de fonction sont en annexe D

ces cas là :

$$C_{met,t,l,z}^{for,def} = \begin{cases} C_{met,t,l,z}^{for} & , \sum_{met \in z} C_{met,t,l,z}^{for} < 0.9 * N_{t,l,z} \\ C_{met,t,l,z}^{for} * \frac{0.9 * N_{t,l,z}}{\sum_{met \in z} C_{met,t,l,z}^{for}} & , \sum_{met \in z} C_{met,t,l,z}^{for} \geq 0.9 * N_{t,l,z} \end{cases} \quad (D.16)$$

Ainsi, pour chaque classe de taille, zone et pas de temps, la capture forcée ne peut pas excéder 90% de l’abondance.

3 Fonctions de sélectivités et rétentions merlu

Sélectivités et rétentions Dans cette étude, on considère que les métiers font partie de super-métiers, qui correspondent aux métiers du modèle d’évaluation spatialisé de stock (sauf LONGLINE_BOB et GILLNET_BOB, qui sont 2 composantes de LONGLINEGILLNET_BOB; table 3.2). Chaque engin peut être utilisé par plusieurs métiers, mais qui appartiennent tous au même super-métier. Pour chaque super-métier, une fonction de sélectivité a été estimée par Vigier *et al.* (2018), chacune a été reprise pour chaque engin, en fonction de leur correspondance avec les super-métiers (table D.3).

Également, des fonctions de rétentions pour le merlu ont été définies pour chaque engin (table D.4). Ces fonctions permettent de séparer la fraction débarquée de la fraction rejetée dans la capture. Ainsi, les métiers de chalutiers espagnols et de chalutiers langoustiniers français ont les mêmes fonctions de rétention que celles estimées pour le modèle d’évaluation spatialisé de stock. Bien qu’aucune fonction de rétention n’aie été estimée pour les chalutiers français non langoustiniers (TRAWL_FISH_BOB_E) et les fileyeurs et les palangriers français (GILLNET_BOB et LONGLINE_BOB), il est supposé que ces métiers rejettent l’intégralité des individus sous la taille minimale de capture. Enfin, l’ensemble des métiers a la possibilité de rejeter sa capture en fonction des règles de gestion implémentées. Ces hypothèses diffèrent de celles du modèle spatialisé d’évaluation de stock, dans lequel l’hypothèse est faite que seuls les chalutiers espagnols et les chalutiers langoustiniers peuvent générer des

Engin	Famille de fonction	Valeurs de paramètres
Chalut jumeau	Constante par intervalles	$0, \forall l < 27cm ; 1, \forall l \geq 27cm$
Chalut jumeau langoustinier	Logistique	$p_1 = 29.8012 ; p_2 = 2.11801$
Baka espagnol, chalut espagnol <i>Very High Vertical Opening</i>	Logistique	$p_1 = 28.3948 ; p_2 = 1.21606$
Filet et palangre	Constante par intervalles	$0, \forall l < 27cm ; 1, \forall l \geq 27cm$

TABLE D.4 – Modélisation des rétentions en taille de chaque engin pour le merlu. Les formules des familles de fonction sont en annexe D

rejets.

Double normale Formules adaptées de Methot et Wetzel (2013).

La fonction double normale prend 6 paramètres \mathbf{p}_1 à \mathbf{p}_6 , indiqués en **gras**. Une fonction double normale a une branche croissante (*asc_l*), un plateau (entre \mathbf{p}_1 et *peak*) et une branche descendante (*dsc_l*). Ces trois éléments sont liés par des joints ($j_{1,l}$ et $j_{2,l}$). Les valeurs prises aux tailles minimales et maximales peuvent être directement spécifiées par les paramètres \mathbf{p}_1 à \mathbf{p}_4 (lorsque \mathbf{p}_5 ou \mathbf{p}_6 valent -999).

$$f(l) = asc_l * (1 - j_{1,l}) + j_{1,l} * ((1 - j_{2,l}) + j_{2,l} * dsc_l) \quad (D.17)$$

$$j_{1,l} = \frac{1}{1 + e^{-20 * \frac{L'_l - \mathbf{p}_1}{1 + |L'_l - \mathbf{p}_1|}}} \quad (D.18)$$

$$j_{2,l} = \frac{1}{1 + e^{-20 * \frac{L'_l - peak}{1 + |L'_l - peak|}}} \quad (D.19)$$

$$peak = \mathbf{p}_1 + L_{width} + \frac{0.99L'_{max} - \mathbf{p}_1 - L_{width}}{1 + e^{-\mathbf{p}_2}} \quad (D.20)$$

$$asc_l = \begin{cases} \frac{1}{1 + e^{-\mathbf{p}_5}} + (1 - \frac{1}{1 + e^{-\mathbf{p}_5}}) * \frac{e^{-\frac{(L'_l - \mathbf{p}_1)^2}{e^{\mathbf{p}_3}} - T_1}}{1 - T_1}, & \mathbf{p}_5 \neq -999 \\ T_1, & \mathbf{p}_5 = -999 \end{cases} \quad (D.21)$$

$$dsc_l = \begin{cases} 1 + (\frac{1}{1 + e^{-\mathbf{p}_6}} - 1) * \frac{e^{-\frac{(L'_l - peak)^2}{e^{\mathbf{p}_4}} - T_2}}{T_2 - 1}, & \mathbf{p}_6 \neq -999 \\ T_2, & \mathbf{p}_6 = -999 \end{cases} \quad (D.22)$$

$$T_1 = e^{-\frac{(L_{min} - \mathbf{p}_1)^2}{e^{\mathbf{p}_3}}} \quad (D.23)$$

$$T_2 = e^{-\frac{(L_{max} - peak)^2}{e^{\mathbf{p}_4}}} \quad (D.24)$$

avec L'_i la borne inférieure de la classe de taille l ; L_{width} la longueur de chaque classe de taille; L'_{max} la borne inférieure de la plus grande classe de taille; L'_{min} la borne inférieure de la plus petite classe de taille.

Logistique Formule adaptée de Methot et Wetzel (2013).

La fonction logistique prend 2 paramètres p_1 et p_2 .

$$f(l) = \frac{1}{1 + e^{-\ln(19) * \frac{L'_i - p_1}{p_2}}} \quad (\text{D.25})$$

avec L'_i la borne inférieure de la classe de taille l ; p_1 la taille à laquelle $f(l) = 0.5$; p_2 est la différence entre les tailles auxquelles $f(l)$ vaut 0.95 et 0.5.

4 Dynamiques d'effort

year	seas	GBOB	LBOB	TFBE	TFBW	TNEP
2010	1	1	1	1	1	1
2010	2	1	1	1	1	1
2010	3	1	1	1	1	1
2010	4	1	1	1	1	1
2011	1	0.508	0.508	0.443	0.928	0.479
2011	2	0.641	0.641	0.715	0.622	0.533
2011	3	0.726	0.726	0.473	0.66	0.511
2011	4	0.477	0.477	0.358	0.751	0.637
2012	1	0.44	0.44	0.479	0.247	0.426
2012	2	0.869	0.869	0.582	0.304	0.402
2012	3	1.02	1.02	0.695	0.432	0.25
2012	4	0.957	0.957	0.31	0.178	0.222
2013	1	0.445	0.702	0.867	0.78	0.487
2013	2	0.773	0.671	1.696	0.479	0.987
2013	3	0.868	0.689	1.214	0.7	0.619
2013	4	1.056	0.994	0.859	0.37	0.963
2014	1	0.49	0.748	2.122	0.211	2.8
2014	2	0.907	0.919	2.055	0.293	0.761
2014	3	1.24	0.881	1.114	0.356	0.689
2014	4	1.433	1.076	1.121	0.428	1.522
2015	1	0.171	1.392	2.771	0.469	0.658
2015	2	0.89	0.926	2.219	0.409	0.686
2015	3	0.983	0.882	0.994	0.633	0.688
2015	4	0.893	1.223	1.324	0.776	1.38
2016	1	0.458	0.764	2.221	0.461	0.922
2016	2	0.896	0.949	3.012	0.48	0.54
2016	3	1.356	0.97	1.289	0.587	0.614
2016	4	1.31	1.261	1.876	0.546	1.165
2017	1	0.373	0.968	2.371	0.38	1.46
2017	2	0.898	0.932	3.125	0.394	0.513
2017	3	1.193	0.911	1.132	0.525	0.664
2017	4	1.212	1.281	2.181	0.583	1.076
2018	1	0.373	0.968	2.371	0.38	1.46
2018	2	0.898	0.932	3.238	0.394	0.485
2018	3	1.193	0.911	1.132	0.525	0.664
2018	4	1.212	1.3	2.487	0.583	0.987
2019	1	0.373	0.968	2.371	0.38	1.46
2019	2	0.898	0.932	3.351	0.394	0.458
2019	3	1.193	0.911	1.132	0.525	0.664
2019	4	1.212	1.319	2.792	0.583	0.898
2020	1	0.373	0.968	2.371	0.38	1.46
2020	2	0.898	0.932	3.464	0.394	0.43
2020	3	1.193	0.911	1.132	0.525	0.664
2020	4	1.212	1.339	3.097	0.583	0.809

TABLE D.5 – Coefficients de variation d’effort standardisé $VarsEff_{met,s,y}$, par super-métier, année et saison dans le modèle ISIS-Fish (GBOB : fileyeurs ; LBOB : palangriers ; TFBE : chalutiers français non langoustiniers ; TFBW : chalutiers espagnols ; TNEP : chalutiers langoustiniers)

Métier	Saison	p	C_{reg}
TRAWL_NEP	2	0.25	-0.020061
TRAWL_FISH_BOB_E	2	0.25	0.00920088
TRAWL_NEP	4	0.5	-0.0084506
TRAWL_FISH_BOB_E	4	1	0.003625332
LONGLINE_BOB	4	0.25	0.0155108

TABLE D.6 – Valeurs de p et C_{reg} utilisées pour projeter une tendance de variations d'effort en fonction des métiers et saisons. Il n'y a pas de tendance projetée pour les métiers*saisons non indiqués

Annexe E

Étapes intermédiaires de la calibration du modèle ISIS-Fish

Le processus de calibration est résumé dans une table ODDO (Mahévas *et al.*, in rev), table E.3. Elle décrit notamment les changements de fonction d'objectif, de l'ensemble de paramètres à estimer, de procédure d'optimisation et de modélisation. Ces changements sont détaillés dans le reste de l'annexe.

1 Procédure d'optimisation

La première procédure d'optimisation a été envisagée pour un problème à 132 paramètres (voir table E.3). Un algorithme génétique (Holland, 1975) a été choisi, les algorithmes de cette famille pouvant résoudre des problèmes d'optimisation très diversifiés, ainsi que pour leurs capacités d'exploration de l'espace de paramétrisation (Boussaïd *et al.*, 2013).

Le problème a immédiatement été réduit à un problème à 37 paramètres (voir table E.3). Soit la résolution du problème est satisfaisante, et la résolution d'un problème plus complexe est envisagée, jusqu'à résoudre le problème initial à 132 paramètres ; soit la résolution est infructueuse, et le problème et/ou la procédure d'optimisation sont simplifiés ou modifiés.

Afin de réduire l'espace de paramétrisation, en amont de l'algorithme génétique, une exploration de l'espace de paramétrisation par hypercube latin (*Latin Hypercube Sampling* ; LHS (Stein, 1987)) a été menée. L'objectif est d'identifier des ensembles de paramètres influents et non influents sur des composantes de la fonction d'objectif. Les paramètres non influents ne seraient pas estimés par l'algorithme, ce qui simplifie le problème à résoudre et augmente les chances de convergence globale.

Dans le cadre du LHS, 20000 paramétrisations ont été simulées, sur l'intervalle $[0; 20]$ pour chaque paramètre. Autant d'analyses ont été réalisées que de combinaisons de composantes¹

1. À cette étape, il n'y a que 2 composantes de fonction d'objectif, les composantes FO_1 et FO_2 de l'équation (3.31) ; et seulement 4 super-métiers (voir table E.3)

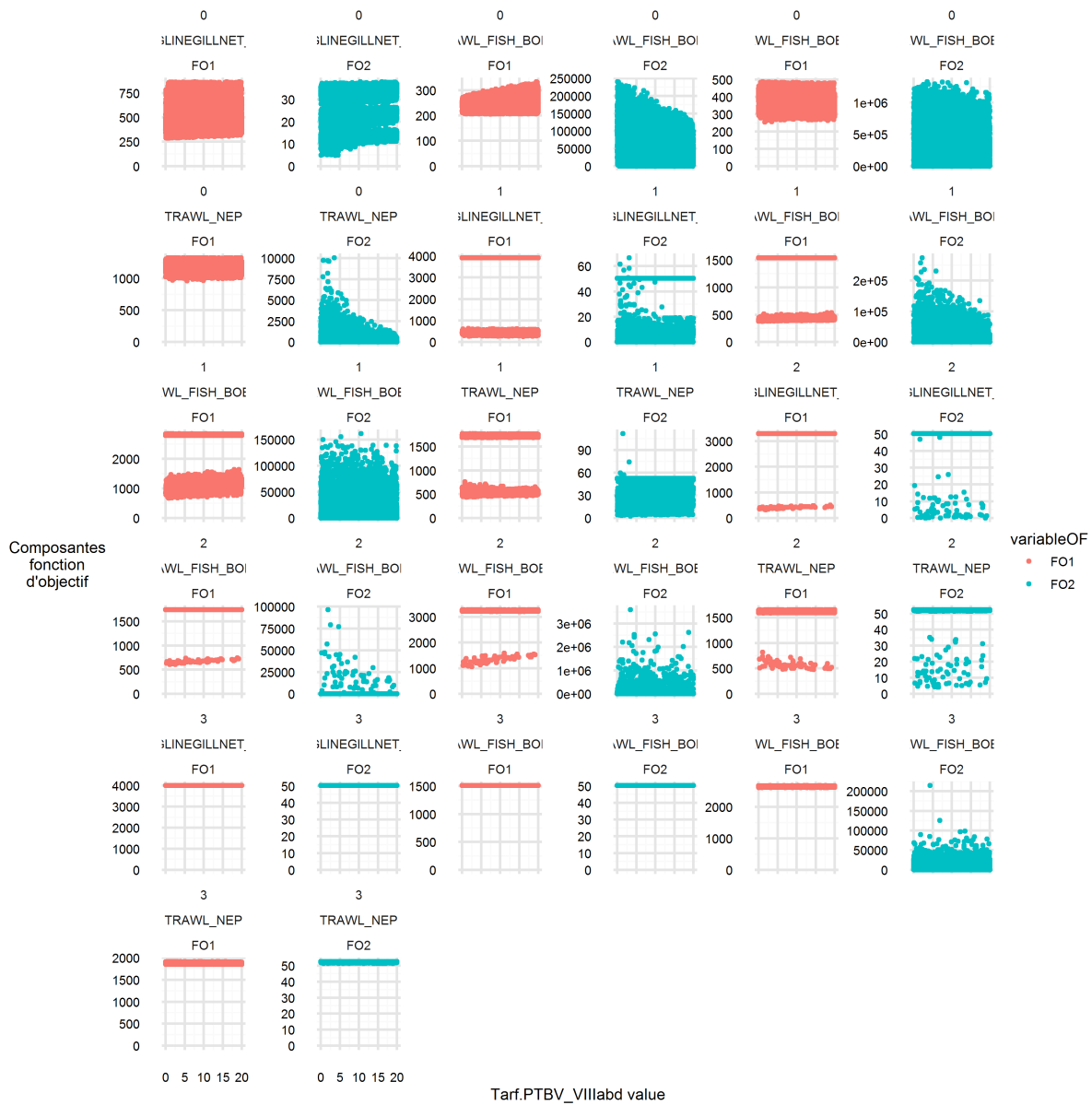


FIGURE E.1 – Variations de composantes de la fonction d’objectif en fonction de la valeur du paramètre de facteur de ciblage du métier “PTBV_VIIIabd”. Chaque cadran représente une composante de la fonction d’objectif. La couleur représente la composante 1 en rouge (profil de taille), la composante 2 en bleu (captures en poids par super-métier-saison).

fonction d'objectif * super-métier * saison , soit $2*4*4*2$, donc 32.

Sur la figure E.1 sont montrées les variations de composantes de fonction d'objectif en fonction des variations du facteur de ciblage du métier PTBV_VIIIabd. Chaque cadran correspond à une combinaison fonction d'objectif * super-métier * saison. On constate la présence de nombreuses discontinuités, ce qui est également le cas pour de nombreux autres paramètres. Ces discontinuités sont dues aux effets de seuil causés par les règles de gestion. Par exemple, les dynamiques de pêcheries sont changées lors de l'épuisement du TAC. Ces discontinuités sont un problème pour la résolution du problème d'optimisation avec l'algorithme génétique, puisqu'il aurait plus de chances de converger localement. Une autre méthode d'optimisation a donc été envisagée, mais qui nécessitait la définition d'un problème d'optimisation plus simple, et qui sont définis dans le texte principal.

2 Ensemble de paramètres à estimer

Le but de cette procédure d'estimation était d'estimer les variations d'intensité de pêche à l'échelle des métiers des saisons. Sur cette base, 132 paramètres de facteurs de ciblage inconnus ont été définis, 1 par métier*saison. Un tel ensemble de paramètres permet de capturer les profils saisonniers, les profils par métiers d'effort, mais aussi les variations inter-métiers par saison, et les variations saisonnières par métier. Cependant, au vu des observations disponibles, il est fort probable que l'estimation d'autant de paramètres n'aboutisse pas, quelle que soit la procédure d'optimisation.

L'ensemble des paramètres a donc été simplifié : 37 paramètres de ciblage ont été définis, 1 par métier et 1 par saison. Les variations par métier et par saison d'effort sont toujours captées, néanmoins les variations inter-métiers par saison et les variations saisonnières par métier sont perdues. Si cet ensemble de paramètres avait pu être estimé , un ensemble plus complexe de paramètres aurait peut-être pu être estimé. Étant donné le changement de procédure d'optimisation, un ensemble, encore plus simple de paramètres à estimer a été défini.

Une simplification est faite sur la dimension métiers. Chaque métier appartenant à un super-métier (voir table 3.2), les paramètres ont été estimés à l'échelle du super-métier uniquement. Étant donné qu'il n'y a que 5 super-métiers, un paramètre est défini pour chaque combinaison super-métier*saison, soit 20 paramètres au total. On espère ainsi regagner de l'information sur les variations inter-métiers par saison et les variations saisonnières par métier d'effort, mais à l'échelle du super-métier seulement. Cette simplification entraîne la non estimation des variations à l'échelle du métier, qui est fixée dans le calcul du point initial. Quatre autres paramètres sont également définis dans cet ensemble : 4 paramètres d'accessibilités, 1 par saison. Étant donné que les accessibilités sont en facteurs de l'effort dans l'équation (3.25) pour calculer la mortalité par pêche, on pourrait penser *a priori* que l'information contenue dans ces paramètres est redondante avec celles des paramètres de facteurs de ciblage. Or, ils permettent de distinguer la part de variations de mortalité par pêche indépendante des métiers (estimée dans l'accessibilité), de la part due à des variations inter-super-métiers (estimée dans les facteurs de ciblage).

Cet ensemble de paramètres est aussi guidé par la procédure d’optimisation itérative décrite dans le texte principal. Elle permet d’estimer, par étapes distinctes, dans un premier temps un profil saisonnier avec les 4 paramètres d’accessibilités, conditionnellement aux valeurs initial des paramètres de facteurs de ciblage (voir calcul du point initial dans le texte principal); puis un profil par super-métier*saïson avec les 20 facteurs de ciblage, conditionnellement à l’estimation des paramètres d’accessibilité. L’estimation des paramètres d’accessibilité permet d’obtenir un ordre de grandeur et un profil saisonnier d’accessibilité avant l’estimation des facteurs de ciblage. On s’attend donc à résoudre plus facilement le problème d’optimisation avec les paramètres d’accessibilité, plutôt que sans, où l’information sur l’accessibilité aurait été manquante au début de la résolution du problème.

Étant donné la nature de l’estimation, on s’attend toutefois à ce que les 24 paramètres renferment à la fois de l’information sur l’accessibilité et sur le ciblage.

3 Fonction d’objectif

3.1 Écritures de la fonction d’objectif

Initialement, la fonction d’objectif ne contenait que 2 composantes (FO_1 et FO_2 de l’équation (3.31)). Lors des premières applications de la procédure d’estimation itérative, il a été constaté que les captures à l’échelle annuelle étaient mal reproduites, bien que les optima des composantes liées aux captures par saison aient été atteints. Or, plus d’importance est accordée au fait de retirer la “bonne” quantité d’individus de la pêche sur toute l’année, plutôt qu’à avoir le bon profil saisonnier de captures sans bien reproduire l’ordre de grandeur de ces captures. La 3^{ème} composante a donc été rajoutée pour donner plus de poids à la reproduction de la capture annuelle en tonnes par super-métier.

Également, initialement, la fonction d’objectif prenait en compte dans son calcul les captures des fileyeurs et palangriers espagnols. Or ceux-ci sont modélisés par un forçage indépendant des paramètres à estimer. Ce métier espagnol est inclus dans les super-métiers `LONGLINE_BOB` et `GILLNET_BOB`, qui ont également une composante française. Pour bien reproduire la capture à l’échelle du super-métier, étant donné que la capture espagnole forcée est inférieure à la capture espagnole observée, la capture française simulée était supérieure à la capture française observée. De fait, la capture de ces super-métiers était forte pour le reste de la série temporelle, puisque la sur-estimation de la capture française en 2010 est due à l’estimation de fortes valeurs de paramètres pour les facteurs de ciblage de `LONGLINE_BOB` et `GILLNET_BOB`. Pour résoudre ce problème, les fileyeurs et palangriers espagnols ne sont plus pris en compte dans la fonction d’objectif, et l’ajustement ne se fait plus aux observations des super-métiers `LONGLINE_BOB` et `GILLNET_BOB` en entier, mais seulement à leur composante française. Ce choix est un compromis : on préfère légèrement sous-estimer la capture de 2010 de ces super-métiers, plutôt que de sur-estimer leur capture sur toute la série temporelle.

Enfin, initialement, dans la fonction d’objectif, les super-métiers `GILLNET_BOB` et `LONGLINE_BOB` n’étaient pas distingués, ils étaient agrégés au sein de `LONGLINEGILLNET_BOB`. Après calibration, cela assurait une bonne reproduction de la capture à l’échelle

du super-métier `LONGLINEGILLNET_BOB`. Néanmoins, cela se faisait au prix d'une forte sur-estimation de la capture des palangriers, et d'une forte sous-estimation de la capture des fileyeurs. Ces discrédances étaient problématiques au moment de calculer la capture des fileyeurs et palangriers espagnols, qui sont basées sur des ratios de la capture française pour les palangriers et des ratios pour les fileyeurs. Les ratios pour les palangriers ont des valeurs élevées, qui étaient appliqués à une capture française fortement sur-estimée, ce qui aboutissait à une capture espagnole très largement sur-estimée (*e.g.* environ 15000 tonnes au premier trimestre 2011). Pour éliminer le problème de la capture des fileyeurs et palangriers espagnols trop élevée, les super-métiers `GILLNET_BOB` et `LONGLINE_BOB` ont été séparés dans la fonction d'objectif, afin d'assurer une bonne reproduction de la capture des fileyeurs français d'un côté, et des palangriers français de l'autre.

3.2 Pondérations

Les composantes de la fonction d'objectif sont pondérées par les termes ω_{\dots} dans l'équation 3.31. Leur calcul est analogue à celui des pondérations de la fonction d'objectif de la procédure d'estimation Stock Synthesis (Methot et Wetzel, 2013). pour chaque super-métier $Smet$ et fraction de la capture p , il se base sur les CV sur les log-valeurs $CV_{Smet,p}^{log}$, tailles d'échantillonnage $N_{Smet,p}$ et coefficients multiplicateurs λ_{Smet} ² :

$$\begin{aligned}\omega_{Smet,p,s}^{weight} &= \frac{1}{2 * \ln(CV_{Smet,p}^{log}{}^2 + 1)} \\ \omega_{Smet,p,s}^{LFD} &= \omega_{Smet,p,s}^{weight} * N_{Smet,p} * \lambda_{Smet}\end{aligned}\tag{E.1}$$

Les valeurs calculées à partir de ces formules sont résumées en table E.2.

4 Choix de modélisation

4.1 Profil initial de facteurs de ciblage

Pour la résolution du problème à 37 paramètres, un profil initial de facteurs de ciblage était calculé uniquement par métier, et non par métier-saison :

$$CPU\bar{E}_{met}^{2010} = \frac{C_{met}^{2010}}{E_{met}^{2010}}\tag{E.2}$$

Néanmoins, ce calcul a été modifié, et l'équation (3.33) a au final été utilisée. En effet, le calcul d'un point initial pour les facteurs de ciblage était possible à l'échelle des métiers*saisons. De plus, étant donné l'échelle plus grossière à laquelle s'est faite la calibration, le calcul du point initial permet de décrire des variations d'effort à l'échelle des métiers.

2. Pour 2010, taille d'échantillonnage $N_{Smet,p}$ à 125 pour les compositions en taille des débarquements, 80 pour les rejets des langoustiniers, 50 pour les autres rejets; CV sur log-valeurs en tonnes $CV_{Smet,p}^{log}$: débarquements : 0.1; rejets : 0.5; coefficient λ_{Smet} à 1 pour `LONGLINE_BOB` et `GILLNET_BOB`, 0,5 pour les autres.

4.2 Forçage des captures des fileyeurs et palangriers espagnols, et des métiers hors golfe de Gascogne

Comme détaillé en annexe D2, les fileyeurs et palangriers espagnols et les métiers hors golfe de Gascogne sont forcés sur la base des observations disponibles. Avant l'implémentation du forçage décrit en annexe D2, l'hypothèse était que pour chaque métier met , au pas de temps t , pour la classe de taille l , dans la zone z , la capture égalait :

$$C_{met,t,l,z}^{for} = \begin{cases} C_{met,t,l,z}^{obs}, & \sum_{met \in z} C_{met,t,l,z}^{obs} < N_{t,l,z} \\ 0 & , \sum_{met \in z} C_{met,t,l,z}^{obs} \geq N_{t,l,z} \end{cases} \quad (E.3)$$

Ainsi, soit toute la capture était forcée, soit aucune capture n'avait lieu, ce qui provoquait des effets de seuils et des discontinuités dans la fonction d'objectif. Pour atténuer ce problème, l'hypothèse a été changée pour ce qui est décrit dans l'équation (D.16).

4.3 TAC

Initialement, un TAC était implémenté pour l'année 2010. Néanmoins, celui-ci était inférieur aux captures observées pour 2010 : par conséquent, tout se passait comme s'il n'était pas en place. Il est donc plus cohérent d'ajuster le modèle opératoire aux observations de captures supérieures au TAC, et de considérer que celui-ci n'est pas en place dans la simulation. Par conséquent, par la suite, le TAC n'a pas été simulé en 2010.

Metier	Saison 1	Saison 2	Saison 3	Saison 4
PTBV_VIIIabd	2.89E-01	1.92E-01	1.15E-01	1.65E-01
OBTS_VIIIabd	4.94E-02	3.29E-02	1.96E-02	2.81E-02
Metier_PalangreMixte_NordC	4.85E-02	1.24E-01	5.14E-02	3.65E-02
Metier_PalangreMixte_InterC	2.43E-01	4.73E-02	9.76E-02	2.16E-02
Metier_PalangreMerlu_InterSudC	1.57E+00	2.67E+00	1.83E+00	1.07E+00
Metier_PalangreMerlu_InterSudAC	2.22E+00	3.97E+00	3.08E+00	2.86E+00
Metier_Lang_NordPC	1.86E-01	5.15E-01	6.82E-01	2.37E-01
Metier_Lang_InterPC	2.62E-01	7.66E-01	1.03E+00	7.87E-01
Metier_Lang_InterC	0.00E+00	1.13E+00	1.61E+00	6.61E-01
Metier_FiletSole_NordIntPC	4.71E-03	4.24E-03	4.43E-03	6.62E-03
Metier_FiletSole_NordC	2.02E-03	0.00E+00	0.00E+00	7.98E-03
Metier_FiletSole_InterSudPC	5.78E-03	3.72E-03	5.09E-03	5.41E-03
Metier_FiletSole_InterC	0.00E+00	8.00E-02	0.00E+00	0.00E+00
Metier_FiletMixte_NordPC	1.65E-01	2.26E-01	3.23E-01	2.86E-01
Metier_FiletMixte_NordInterPC	7.37E-02	6.25E-02	3.76E-02	8.26E-01
Metier_FiletMixte_NordC	9.46E-02	2.17E-01	5.61E-01	1.27E-01
Metier_FiletMixte_InterSudC	3.00E-02	2.23E-02	2.97E-02	4.79E-02
Metier_FiletMIxte_InterC	0.00E+00	3.91E-02	2.79E-03	8.81E-02
Metier_FiletMerlu_NordPC	3.86E-01	3.45E-01	4.21E-01	3.37E-01
Metier_FiletMerlu_NordC	4.09E-02	1.56E-01	7.57E-02	1.07E-01
Metier_FiletMerlu_InterSudPC	5.32E-02	4.70E-02	4.48E-02	1.35E-01
Metier_FiletMerlu_InterSudC	5.51E-02	7.23E-02	4.52E-02	7.38E-03
Metier_FiletMerlu_InterSudAPC	5.99E-01	2.59E-01	3.85E-01	3.97E-01
Metier_ChalutSole_NordCet	1.11E-01	1.20E-01	1.78E-01	1.31E-01
Metier_ChalutSole_InterSudC	2.84E-01	2.76E-01	5.21E-01	3.79E-01
Metier_ChalutSole_InterC	3.24E-01	2.41E-01	7.35E-01	2.20E-01
Metier_ChalutMixte_NordPC	3.09E-01	2.26E-01	6.07E-01	3.78E-01
Metier_ChalutMixte_NordC	0.00E+00	4.17E-01	2.00E-01	4.22E-02
Metier_ChalutMixte_APCS	2.30E-01	3.08E-01	3.38E-01	1.74E-01
Metier_ChalutBenth_NordC	7.27E-01	0.00E+00	5.13E-01	8.29E-01
Metier_ChalutBenth_NordAPC	1.09E-01	7.14E-02	9.09E-02	8.87E-02
Metier_ChalutBenth_APCS	2.23E-01	1.47E-01	1.48E-01	2.02E-01
Metier_ChaluMixte_InterC	1.93E-01	2.75E-01	3.91E-01	2.51E-01

TABLE E.1 – Valeurs calculées de $Tarf_{met,s}^0$, par métier met (ligne) et saison s (colonne), servant de point initial à la calibration.

metier	partition	omegaWeight	omegaLFD
LONGLINE_BOB	discard	0	0
GILLNET_BOB	discard	0	0
TRAWL_FISH_BOB_E	discard	0	0
TRAWL_FISH_BOB_W	discard	2.24071005886227	56.0177514715569
TRAWL_NEP	discard	2.24071005886227	89.628402354491
LONGLINE_BOB	landing	50.2495854035652	6281.19817544565
GILLNET_BOB	landing	50.2495854035652	6281.19817544565
TRAWL_FISH_BOB_E	landing	50.2495854035652	3140.59908772283
TRAWL_FISH_BOB_W	landing	50.2495854035652	3140.59908772283
TRAWL_NEP	landing	50.2495854035652	3140.59908772283

TABLE E.2 – Pondérations sur les observations en poids ω^{weight} et les observations sur les compositions en taille ω^{LFD} en fonction du super-métier $Smet$ et de la fraction rejetée ou débarquée p . Ces pondérations ne varient pas au cours des saisons s .

Modèle

Performance	Temps par simulation	~6'
	Parallélisation	Oui
Développement	Langage	Java
	Implémentation de la procédure d'optimisation	Java et R.

Pré-processing

Formulation du problème	Modèle	ISIS-Fish
	Question/Problème	Quantifier les variations d'effort de pêche par saison et métier pour l'année 2010. Quantifier l'ordre de grandeur de ce même effort de pêche.
	Observations	Captures en poids par super-métier, saison, classe de taille, et fraction rejetée ou débarquée pour 2010 (1580 observations)
	Paramètres, bornes et contraintes	132 paramètres de facteurs de ciblage (33 métiers * 4 saisons). Prennent leurs valeurs dans R+
	Incertitudes sur les processus et observations	<u>Processus</u> : sur tous les processus du modèle, notamment les biologiques qui sont les moins bien connus <u>Observations</u> : possibles erreurs dans les reports de captures; il n'y a pas d'observation sur les rejets de 2 super-métiers; observations basées sur un échantillonnage et une élévation, donc soumises aux incertitudes sur ces opérations.
	Fonction d'objectif initiale	L'équation (3.31), sans le terme FO3.
Fonction d'objectif	Conception	Reproduire au mieux : - le profil en taille des captures, par super-métier, saison et fraction (premier terme) - la capture en poids par super-métier, saison et fraction (deuxième terme)
	Reformulation	En pratique, même si l'optimisation avait lieu sur les deux premiers termes, la capture en poids par année était mal reproduite. Un troisième terme a été rajouté, pour reproduire au mieux la capture par super-métier et fraction pour l'année 2010. Bien que les deuxième et troisième termes ne représentent pas, a priori, des objectifs antagonistes, ceci a permis d'améliorer la reproduction de la capture en poids à l'échelle annuelle.
	Finale	Équation (3.31)
Analyse exploratoire	Observations	Plots.
	Réduction de dimensions	1/ tenter de résoudre un problème d'optimisation plus simple : 37 paramètres de facteurs de ciblage (33 métiers + 4 saisons). Identification par LHS des paramètres influents, aboutissant à la détection de non-linéarités dans la fonction d'objectif, causées par la modélisation des processus de gestion et de forçages de captures. 2/ définition d'un problème d'optimisation plus simple : 4 paramètres d'accessibilité (4 saisons), et 20 paramètres de

		facteurs de ciblage (5 super-métiers * 4 saisons). Calcul d'un point initial pour les paramètres d'accessibilité, et pour les facteurs de ciblage à l'échelle du métier, à l'aide d'un jeu d'observations d'effort.
--	--	---

Algorithme/Procédure d'optimisation

Famille	Algorithme génétique
Description-Justification	Résolution de problèmes d'optimisation à grandes dimensions; bonnes capacités d'exploration des régions intéressantes de l'espace de paramétrisation.
Changements	A cause de non-linéarités de la fonction d'objectif, l'algorithme génétique est délaissé. A la place, une méthode d'optimisation itérative a été adoptée, décrite dans le corps de texte et cette annexe.
Configuration	Voir corps de texte et cette annexe.

Post-processing

Convergence	La procédure d'optimisation itérative avec la fonction d'objectif permet une meilleure reproduction des observations. La convergence est atteinte en 4 itérations.
Propriétés à l'optimum	Bonne reproduction des captures en poids aux échelles super-métiers*saisons et annuelle. Les profils en taille sont plutôt bien reproduits. Les optimum de composantes de fonction d'objectif ne sont pas systématiquement atteints, à cause de la modélisation de la fraction rejetée des captures.
Analyse des résidus	/
Multicritères	Termes de la fonction d'objectif : par super-métier*saison, l'optimum est en général atteint. Ces composantes sont en général guidées par leur composante FO3. Captures à l'échelle super-métiers*saisons : OK Captures à l'échelle annuelle : OK Profil en taille des captures : OK

Optimisation

Nombre de simulations requises	140
Durée	~6h, temps d'analyse entre chaque étape inclus.
Critère d'arrêt	Reproduction satisfaisante des captures en poids à l'échelle super-métier-saison ; reproduction satisfaisante des profils en taille de captures. Critère empirique, subjectif.

TABLE E.3 – Table ODDO

Bibliographie

- ABBES, R. (1991). *Atlas des ressources et des pêches françaises dans les mers européennes*. Edition Ouest-France. 99p.
- AKAIKE, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6):716–723.
- ALVAREZ, P., FIVES, J., MOTOS, L. et SANTOS, M. (2004). Distribution and abundance of European hake *Merluccius merluccius* (L.), eggs and larvae in the North East Atlantic waters in 1995 and 1998 in relation to hydrographic conditions. *Journal of Plankton Research*, 26(7):811–826.
- A'MAR, Z. T., PUNT, A. E., DORN, M. W. *et al.* (2008). The management strategy evaluation approach and the fishery for walleye pollock in the gulf of alaska. In *Resiliency of Gadid Stocks to Fishing and Climate Change*, pages 317–346. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks, AK-SG-08-01, Fairbanks, Alaska, USA.
- ARBAULT, P. S., CAMUS, P. et BEC, C. I. (1986). Estimation du stock de sole (*solea vulgaris*, quensel 1806) dans le golfe de gascogne à partir de la production d'oeufs. *Journal of applied ichthyology*, 2(4):145–156.
- BALAZUC, A., GOFFIER, E., SOULET, E., ROCHET, M.-J. et LELEU, K. (2016). EODE – Expérimentation de l'Obligation de DEbarquement à bord de chalutiers de fond artisans de Manche Est et mer du Nord, et essais de valorisation des captures non désirées sous quotas communautaires. 189 pp.
- BAUDRON, A. R. et FERNANDES, P. G. (2015). Adverse consequences of stock recovery : European hake, a new “choke” species under a discard ban ? *Fish and Fisheries*, 16:563–575.
- BEGLEY, J. et HOWELL, D. (2004). An overview of Gadget, the globally applicable area-disaggregated general ecosystem toolbox. ICES.
- BELLANGER, M., MACHER, C., MERZÉRÉAUD, M., GUYADER, O. et LE GRAND, C. (in press). Investigating trade-offs in alternative catch share systems : an individual-based bio-economic model applied to the bay of biscay fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- BEN-HAIM, Y. (2006). *Info-gap decision theory : decisions under severe uncertainty*. Academic Press.
- BERTIGNAC, M., FERNÁNDEZ, C. et METHOT, R. (2012). Preliminary spatially disaggregated stock assessment of northern hake, a widely distributed stock of the north-east Atlantic. ICES-CIEM Annual Science Conference, Bergen, Norway (17th – 21st September 2012). ICES CM 2012/N :04.
- BOEHLERT, G. W. (1996). Biodiversity and the sustainability of marine fisheries. *Oceanography*, 9(1):28–35.

- BOUSSAÏD, I., LEPAGNOT, J. et SIARRY, P. (2013). A survey on optimization metaheuristics. *Information Sciences*, 237:82–117.
- BULL, B., FRANCIS, R., DUNN, A., GILBERT, D., SMITH, M., BAIN, R. et FU, D. (2012). CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory) : CASAL user manual v2.30-2012/03/21.
- BUNNEFELD, N., HOSHINO, E. et MILNER-GULLAND, E. J. (2011). Management strategy evaluation : a powerful tool for conservation ? *TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION*, 26(9):441–447.
- BUTTERWORTH, D., COCHRANE, K. et DE OLIVEIRA, J. (1997). Management procedures : a better way to manage fisheries ? The South African experience. *Global trends : fisheries management*, 20:83–90.
- BUTTERWORTH, D. et PUNT, A. (1999). Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 56(6):985–998.
- BUTTERWORTH, D. S. (2007). Why a management procedure approach ? Some positives and negatives. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4):613–617. ICES Symposium on Fisheries Management Strategies, Galway, IRELAND, JUN 27-30, 2006.
- CADRIN, S. X. et SECOR, D. H. (2009). Accounting for Spatial Population Structure in Stock Assessment : Past, Present, and Future. In BEAMISH, RJ AND ROTHSCHILD, BJ, éditeur : *Future of Fisheries Science in North America*, volume 31 de *Fish and Fisheries Series*, pages 405–426. Conference on Future of Fishery Science in North America, Amer Inst Fishery Res Biol, CANADA, FEB 13-15, 2007.
- CASEY, J. et PEREIRO, J. (1995). European hake (*M. merluccius*) in the North-east Atlantic. *In Hake*, pages 125–147. Springer.
- CASS-CALAY, S., PORCH, C., GOETHEL, D., SMITH, M., MATTER, V. et MCCARTHY, K. (2015). Stock assessment of red snapper in the gulf of mexico, 1872–2013, with provisional 2014 landings. *SEDAR Update Assessment*.
- CASS-CALAY, S. L., TETZLAFF, J. C., CUMMINGS, N. J. et ISELY, J. J. (2014). Model diagnostics for stock synthesis 3 : examples from the 2012 assessment of cobia in the US Gulf of Mexico. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 70(5):2069–2081.
- COCHRANE, K. L. et al. (2005). *Guide du gestionnaire des pêcheries : les mesures d'aménagement et leur application*. Numéro 424. Food & Agriculture Org.
- CONAN, G. (1975). Périodicité des mues, croissance et cycle biologique de nephrops norvegicus dans le golfe de gascogne. *Comptes rendus de l'Académie des sciences de Paris*, 281(18):1349–1352.
- CONAN, G. (1978). Average growth curves and life history in a Nephrops norvegicus population from Northern Bay of Biscay. *ICES CM*.

- COPE, J. M. et PUNT, A. E. (2011). Reconciling stock assessment and management scales under conditions of spatially varying catch histories. *Fisheries Research*, 107(1-3):22–38.
- DA ROCHA, J.-M., GUTIÉRREZ, M.-J. et CERVIÑO, S. (2012). Reference points based on dynamic optimization : a versatile algorithm for mixed-fishery management with bioeconomic age-structured models. *ICES Journal of Marine Science*, 69(4):660–669.
- DAY, J., HADDON, M. et HILLARY, R. (2015). Stock assessment of the macquarie island fishery for patagonian toothfish (*dissostichus eleginoides*) using data up to and including august 2014. Report to SARAG 51, 24 February 2015. CSIRO, Australia.
- DE OLIVEIRA, J. A., KELL, L. T., PUNT, A. E., ROEL, B. A. et BUTTERWORTH, D. S. (2009). Managing without best predictions : the management strategy evaluation framework. *Advances in fisheries science*, 50:104–134.
- de PONTUAL, H., GROISON, A. L., PIÑEIRO, C. et BERTIGNAC, M. (2006). Evidence of underestimation of European hake growth in the Bay of Biscay, and its relationship with bias in the agreed method of age estimation. *ICES Journal of Marine Science*, 63(9):1674–1681.
- DEPORTE, N., ULRICH, C., MAHEVAS, S., DEMANECHÉ, S. et BASTARDIE, F. (2012). Regional métier definition : a comparative investigation of statistical methods using a workflow applied to international otter trawl fisheries in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 69(2):331–342.
- DICHMONT, C. M., DENG, A., PUNT, A. E., ELLIS, N., VENABLES, W. N., KOMPAS, T., YE, Y., ZHOU, S. et BISHOP, J. (2008). Beyond biological performance measures in management strategy evaluation : Bringing in economics and the effects of trawling on the benthos. *FISHERIES RESEARCH*, 94(3, SI):238–250.
- DICHMONT, C. M., PASCOE, S., KOMPAS, T., PUNT, A. E. et DENG, R. (2010). On implementing maximum economic yield in commercial fisheries. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA*, 107(1):16–21.
- DORAY, M., MAHEVAS, S. et TRENKEL, V. M. (2010). Estimating gear efficiency in a combined acoustic and trawl survey, with reference to the spatial distribution of demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 67(4):668–676.
- DROUINEAU, H. (2008). *Développement et ajustement d'un modèle de dynamique des populations structuré en longueur et spatialisé appliqué au stock Nord de merlu (*Merluccius merluccius*)*. Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes.
- DROUINEAU, H., MAHEVAS, S., BERTIGNAC, M. et FERTIN, A. (2008). Assessing the impact of discretisation assumptions in a length-structured population growth model. *Fisheries Research*, 91(2-3):160–167.

- DROUINEAU, H., MAHÉVAS, S., PELLETIER, D. et BELIAEFF, B. (2006). Assessing the impact of different management options using isis-fish : the french merluccius merluccius-nephrops norvegicus mixed fishery of the bay of biscay. *Aquatic Living Resources*, 19(1):15–29.
- DROUINEAU, H., MAHÉVAS, S., BERTIGNAC, M. et DUPLISEA, D. (2010). A length-structured spatially explicit model for estimating hake growth and migration rates. *ICES Journal of Marine Science*, 67(8):1697–1709.
- EC (1998). COUNCIL REGULATION (EC) No 850/98 of 30 March 1998 for the conservation of fishery resources through technical measures for the protection of juveniles of marine organisms.
- EC (2001a). Commission Regulation (EC) No 1162/2001 of 14 June 2001 establishing measures for the recovery of the stock of hake in ICES sub-areas III, IV, V, VI and VII and ICES divisions VIII a, b, d, e and associated conditions for the control of activities of fishing vessels - Proposal by Spain, under Article 15(3) of Regulation (EEC) No 3760/92, for the amendment of Commission Regulation (EC) No 1162/2001.
- EC (2001b). Commission Regulation (EC) No 2602/2001 of 27 December 2001 establishing additional technical measures for the recovery of the stock of hake in ICES subareas III, IV, V, VI and VII and ICES Divisions VIIIa,b,d,e.
- EC (2002). Commission Regulation (EC) No 494/2002 of 19 March 2002 establishing additional technical measures for the recovery of the stock of hake in ICES sub-areas III, IV, V, VI and VII and ICES divisions VIII a, b, d, e.
- EC (2004). Council Regulation (EC) No 811/2004 of 21 April 2004 establishing measures for the recovery of the Northern hake stock.
- EC (2006). RÈGLEMENT (CE) No 388/2006 DU CONSEIL du 23 février 2006 établissant un plan pluriannuel pour l’exploitation durable du stock de sole du golfe de Gascogne).
- EC (2009). COUNCIL REGULATION (EC) No 43/2009 of 16 January 2009 fixing for 2009 the fishing opportunities and associated conditions for certain fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Community waters and, for Community vessels, in waters where catch limitations are required).
- EU (2008). Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).
- EU (2013). Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC.
- EU (2014). Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning.

- EU (2015). RÈGLEMENT DÉLÉGUÉ (UE) 2015/2439 DE LA COMMISSION du 12 octobre 2015 établissant un plan de rejets pour certaines pêcheries démersales dans les eaux occidentales australes .
- EU (2016a). RÈGLEMENT DÉLÉGUÉ (UE) 2016/2250 DE LA COMMISSION du 4 octobre 2016 établissant un plan de rejets pour certaines pêcheries démersales dans la mer du Nord et dans les eaux de l'Union de la division CIEM II a .
- EU (2016b). RÈGLEMENT DÉLÉGUÉ (UE) 2016/2374 DE LA COMMISSION du 12 octobre 2016 établissant un plan de rejets pour certaines pêcheries démersales dans les eaux occidentales australes .
- EU (2016c). RÈGLEMENT DÉLÉGUÉ (UE) 2016/2375 DE LA COMMISSION du 12 octobre 2016 établissant un plan de rejets pour certaines pêcheries démersales dans les eaux occidentales septentrionales .
- EU (2018). RÈGLEMENT DÉLÉGUÉ (UE) 2018/44 DE LA COMMISSION du 20 octobre 2017 modifiant le règlement délégué (UE) 2016/2374 établissant un plan de rejets pour certaines pêcheries démersales dans les eaux occidentales australes.
- FABENS, A. J. (1965). Properties and fitting of the von bertalanffy growth curve. *Growth*, 29:265–289.
- FAO (1996). Precautionary approach to capture fisheries and species introductions.
- FAO (2016). The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. 200 pp.
- FIFAS, S. et BISEAU, A. (2006). Langoustine (*nephrops norvegicus*) stock du golfe de gascogne (divisions viiiabd du ciem).
- FOURNIER, D. A., HAMPTON, J. et SIBERT, J. R. (1998). MULTIFAN-CL : a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(9):2105–2116.
- FRANCIS, R. et SHOTTON, R. (1997). ‘‘Risk’’ in fisheries management : a review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(8):1699–1715.
- FRANCIS, R. I. C. C. (2017). Revisiting data weighting in fisheries stock assessment models. *Fisheries Research*, 192:5–15.
- FULTON, E. A., SMITH, A. D. M., SMITH, D. C. et JOHNSON, P. (2014). An Integrated Approach Is Needed for Ecosystem Based Fisheries Management : Insights from Ecosystem-Level Management Strategy Evaluation. *PLOS ONE*, 9(1).
- GARCIA, D., SÁNCHEZ, S., PRELLEZO, R., URTIZBEREA, A. et ANDRÉS, M. (2017). Flbeia : A simulation model to conduct bio-economic evaluation of fisheries management strategies. *SoftwareX*, 6:141–147.

- GARRISON, T. M., HAMEL, O. S. et PUNT, A. E. (2011). Can data collected from marine protected areas improve estimates of life-history parameters? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(10):1761–1777.
- GASCHE, L. (2014). *Élaboration d'un diagnostic robuste de mise en place d'aires marines protégées, dans un contexte d'incertitudes*. Thèse de doctorat, Agrocampus Ouest, Rennes.
- GASCUEL, D. (2008). Dynamique des populations et gestion des stocks halieutiques. Support de cours en ligne, Agrocampus Ouest / Campus numérique ENVAM éd., Rennes, France, 127 pp.
- GERTSEVA, V. V. et COPE, J. M. (2011). Population dynamics of splitnose rockfish (*Sebastes diploproa*) in the Northeast Pacific Ocean. *Ecological Modelling*, 222(4):973–981.
- GOIKOETXEA, N. et IRIGOIEN, X. (2013). Links between the recruitment success of northern European hake (*Merluccius merluccius* L.) and a regime shift on the NE Atlantic continental shelf. *Fisheries Oceanography*, 22(6):459–476.
- GUICHET, R. (1996). Le merlu Européen (*Merluccius merluccius* L.). Rapport interne DRV. IFREMER RH / L'Houmeau.
- GUILLEN, J., MACHER, C., MERZÉRÉAUD, M., BERTIGNAC, M., FIFAS, S. et GUYADER, O. (2013). Estimating msy and mey in multi-species and multi-fleet fisheries, consequences and limits : an application to the bay of biscay mixed fishery. *Marine Policy*, 40:64–74.
- GUILLEN, J., MACHER, C., MERZÉRÉAUD, M., FIFAS, S. et GUYADER, O. (2014). The effect of discards and survival rate on the maximum sustainable yield estimation based on landings or catches maximisation : Application to the nephrops fishery in the bay of biscay. *Marine Policy*, 50:207–214.
- HAMON, K., ULRICH, C., HOFF, A. et KELL, L. (2007). Evaluation of management strategies for the mixed north sea roundfish fisheries with the flr framework. In *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, pages 2813–2819.
- HAMPTON, J. et FOURNIER, D. (2001). A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. *Marine and Freshwater Research*, 52(7):937–963.
- HOLLAND, D. S. (2010). Management strategy evaluation and management procedures : Tools for rebuilding and sustaining fisheries. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers*, (25).
- HOLLAND, J. (1975). Adaptation in natural and artificial systems.
- HURTADO-FERRO, F., PUNT, A. E. et HILL, K. T. (2014). Use of multiple selectivity patterns as a proxy for spatial structure. *Fisheries Research*, 158(SI):102–115.

- HUTCHINGS, J. A. et MYERS, R. A. (1994). What can be learned from the collapse of a renewable resource? Atlantic cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(9):2126–2146.
- ICES (1991). Report of the Working Group on the Assessment of the Stocks of Hake. ICES CM 1991/Assess : 20. 181 pp.
- ICES (2005). Report of the Study Group on Management Strategies. 66 pp.
- ICES (2006). Report of the Benchmark Workshop on Nephrops Stocks(WKNEPH), 24-27 January 2006, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2006/ACFM :12. 85 pp.
- ICES (2010a). Report of the Benchmark Workshop on Roundfish (WKROUND), 9-16 February 2010, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/ACOM :36. 183 pp.
- ICES (2010b). Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 5-11 May 2010, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2010/ACOM :13 .
- ICES (2012). ICES Implementation of Advice for Data-limited Stocks in 2012 in its 2012 Advice. ICES CM 2012/ACOM :68.
- ICES (2013a). Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk and Megrin (WGHMM),10-16 May 2013, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM :11A. 7227 pp.
- ICES (2013b). Report of the Workshop on Guidelines for Management Strategy Evaluations (WKG MSE). 21-23 January 2013, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM :39.
- ICES (2014a). Report of the Benchmark Workshop on Southern megrim and hake (WKSOUTH), 3-7 February 2014, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM :40. 236 pp.
- ICES (2014b). Report of the Working Group for the Bay of Biscay and the Iberian Waters Ecoregion (WGBIE), 7-13 May 2014, Lisbon, Portugal. ICES CM 2014/ACOM :11. 714 pp.
- ICES (2014c). Report of the Workshop to consider reference points for all stocks (WKM-SYREF2). 8-10 January 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM :47. 714 pp.
- ICES (2015). Report of the Workshop to consider FMSY ranges for stocks in ICES categories 1 and 2 in Western Waters (WKMSYREF4). 13-16 October 2015, Brest, France. ICES CM 2015/ACOM :58. 187 pp.
- ICES (2016a). Report of the Benchmark Workshop on Nephrops Stocks(WKNEP), 24-28 October 2016, Cadiz, Spain. ICES CM 2016/ACOM :38. 223 pp.

- ICES (2016b). Report of the Working Group for the Bay of Biscay and the Iberian waters Ecoregion (WGBIE). 13-19 May 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM/ACOM :12 513 pp.
- ICES (2017). Report of the Working Group for the Bay of Biscay and the Iberian waters Ecoregion (WGBIE). 4-119 May 2017, ICES HQ, Cadiz, Spain. ICES CM/ACOM :12 532 pp.
- JORF (2005). Arrêté du 21 septembre 2005 définissant la taille minimale de la langoustine entière (*Nephrops norvegicus*) dans les divisions CIEM VIII a, b, d, e).
- KING, D. M. et SUTINEN, J. G. (2010). Rational noncompliance and the liquidation of Northeast groundfish resources. *Marine Policy*, 34(1):7–21.
- KOLODY, D. (2010). A Spatially-Structured Stock Synthesis Assessment of the Indian Ocean Swordfish Fishery 1950-2008, including Special Emphasis on the SW Region. Rapport technique, IOTC-2010-WPB-05.
- KORTA, M., GARCÍA, D., SANTURTÚN, M., GOIKOETXEA, N., ANDONEGI, E., MURUA, H., ÁLVAREZ, P., CERVIÑO, S., CASTRO, J. et MURILLAS, A. (2015). European hake (*Merluccius merluccius*) in the Northeast Atlantic Ocean. *In Hakes : Biology and Exploitation*, chapitre 1, pages 1–37. John Wiley & Sons, Ltd.
- KRAAK, S. B. M., REID, D. G., BAL, G., BARKAI, A., CODLING, E. A., KELLY, C. J. et ROGAN, E. (2015). RTI (“Real-Time Incentives”) outperforms traditional management in a simulated mixed fishery and cases incorporating protection of vulnerable species and areas. *Fisheries Research*, 172:209–224.
- KRAAK, S. B. M., REID, D. G. et CODLING, E. A. (2014). Exploring the RTI (real-time incentive) tariff-based approach to single-species fisheries management. *Fisheries Research*, 155:90–102.
- LE PAPE, O., CHAUVET, F., MAHÉVAS, S., LAZURE, P., GUÉRAULT, D. et DÉSAUNAY, Y. (2003). Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population. *Journal of Sea Research*, 50(2):139–149.
- LENIHAN, H. S. et PETERSON, C. H. (1998). How habitat degradation through fishery disturbance enhances impacts of hypoxia on oyster reefs. *Ecological applications*, 8(1):128–140.
- LITTLE, A. S., NEEDLE, C. L., HILBORN, R., HOLLAND, D. S. et MARSHALL, C. T. (2015). Real-time spatial management approaches to reduce bycatch and discards : experiences from Europe and the United States. *Fish and Fisheries*, 16(4):576–602.
- LUCIO, P., MURUA, H. et SANTURTÚN, M. (2000). Growth and reproduction of hake (*merluccius merluccius*) in the bay of biscay during the period 1996–1997. *Oceanografika*, 3:325–354.

- MACHER, C., GUYADER, O., TALIDEC, C. et 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(1):76–89.
- MAHÉ, K., DELPECH, J.-P. et ANDRÉ, C. (2007). Synthèse bibliographique des principales espèces de Manche orientale et du Golfe de Gascogne. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6643/>.
- MAHÉVAS, S. et PELLETIER, D. (2004). ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling*, 171(1):65–84.
- MAHÉVAS, S., PICHENY, V., LAMBERT, P., DUMOULIN, N., ROUAN, L., SOULIÉ, J.-C., BROCKHOFF, D., LE RICHE, R., FAIVRE, R. et DROUINEAU, H. (in rev). Follow the guide! A handbook for conducting optimisation with complex ecological models based on feedback from practitioners.
- MAHÉVAS, S., TRENKEL, V. M., DORAY, M. et PEYRONNET, A. (2011). Hake catchability by the French trawler fleet in the Bay of Biscay : estimating technical and biological components. *ICES Journal of Marine Science*, 68(1):107–118.
- MANN, K. et BREEN, P. (1972). The relation between lobster abundance, sea urchins, and kelp beds. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 29(5):603–605.
- MARCHAL, P. (2005). Technological developments and tactical adaptations of important EU fleets (TECTAC).
- MARCHAL, P. et VERMARD, Y. (2013). Evaluating deepwater fisheries management strategies using a mixed-fisheries and spatially explicit modelling framework. *ICES Journal of Marine Science*, 70:768–781.
- MARTIN, I. (1991). A preliminary analysis of some biological aspects of hake (*merluccius merluccius* l. 1758) in the bay of biscay.
- MAUNDER, M. N. et PINER, K. R. (2017). Dealing with data conflicts in statistical inference of population assessment models that integrate information from multiple diverse data sets. *Fisheries Research*, 192:16–27.
- MAUNDER, M. N. et WATTERS, G. M. (2003). A-SCALA : an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 22(5):435–582.
- MCALLISTER, M., STARR, P., RESTREPO, V. et KIRKWOOD, G. (1999). Formulating quantitative methods to evaluate fishery-management systems : what fishery processes should be modelled and what trade-offs should be made? *ICES Journal of Marine Science*, 56(6):900–916.
- MCGILLIARD, C. R., PUNT, A. E., METHOT, Jr., R. D. et HILBORN, R. (2015). Accounting for marine reserves using spatial stock assessments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(2):262–280.

- MERZÉREAUD, M., MACHER, C., BERTIGNAC, M., FRÉSARD, M., LE GRAND, C., GUYADER, O., DAURES, F. et FIFAS, S. (2011). Description of the Impact Assessment bio-economic Model for fisheries management (IAM).
- METHOT, Jr., R. D. et WETZEL, C. R. (2013). Stock synthesis : A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, 142(SI): 86–99.
- MONTENEGRO, C., MAUNDER, M. N. et ZILLERUELO, M. (2009). Improving management advice through spatially explicit models and sharing information. *Fisheries Research*, 100(3):191–199.
- MORIZUR, Y. (1982). Estimation de la mortalité pour quelques stocks de langoustine, *Nephrops norvegicus*. In *Council Meeting, 1982, of the International Council for the Exploration of the Sea, (Copenhagen (Denmark))*.
- MOUSTAKAS, A., SILVERT, W. et DIMITROMANOLAKIS, A. (2006). A spatially explicit learning model of migratory fish and fishers for evaluating closed areas. *Ecological Modelling*, 192(1–2):245 – 258.
- MURUA, H. (2010). The biology and fisheries of European Hake, *Merluccius merluccius*, in the North-East Atlantic. In LESSER, M, éditeur : *Advances in Marine Biology*, volume 58 de *Advances in Marine Biology*, pages 97–154.
- NIELSEN, J. R., THUNBERG, E., HOLLAND, D. S., SCHMIDT, J. O., FULTON, E. A., BASTARDIE, F., PUNT, A. E., ALLEN, I., BARTELINKS, H., BERTIGNAC, M. *et al.* (2018). Integrated ecological–economic fisheries models—evaluation, review and challenges for implementation. *Fish and Fisheries*, 19(1):1–29.
- NORTHRIDGE, S. (1991). The environmental impacts of fisheries in the european community waters. *MRAG Ltd. Report to the European Commission's Directorate General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection*.
- PARDO, S., HESS, P., SIMON, E., BARILLE, L., GESLIN, E., COGNIE, B., MARTIN-JEZEQUEL, V., SECHET, V., HERRENKNECHT, C., BARON, R. *et al.* (2017). Coselmar. compréhension des socio-écosystèmes littoraux et marins pour la prévention et la gestion des risques. bilan scientifique 2013-2017. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00406/51793/> , consulté le 07/05/2018.
- PELLETIER, D. et MAHEVAS, S. (2005). Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, 6(4):307–349.
- PELLETIER, D., MAHÉVAS, S., DROUINEAU, H., VERMARD, Y., THEBAUD, O., GUYADER, O. et POUSSIN, B. (2009). Evaluation of the bioeconomic sustainability of multi-species multi-fleet fisheries under a wide range of policy options using ISIS-Fish. *Ecological Modelling*, 220:1013–1033.
- PETERSON, C. H., SUMMERSON, H. C. et FEGLEY, S. R. (1988). Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. *Fishery Bulletin*, 85(2):281–298.

- PIÑEIRO, C. et SAÍNZ, M. (2003). Age estimation, growth and maturity of the european hake (*merluccius merluccius* (linnaeus, 1758)) from iberian atlantic waters. *ICES Journal of Marine Science*, 60(5):1086–1102.
- PLAGÁNYI, É. et BUTTERWORTH, D. (2006a). A spatial multi-species operating model (SMOM) of krill–predator interactions in small-scale management units in the Scotia Sea. *In Workshop document presented to WG-EMM subgroup of CCAMLR (Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources), WG-EMM-06/12.*
- PLAGÁNYI, É. et BUTTERWORTH, D. (2006b). An illustrative Management Procedure for exploring dynamic feedback in krill catch limit allocations among small-scale management units. *In Workshop document presented to WG-EMM subgroup of CCAMLR (Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources), WG-EMM-06/28.*
- POLICANSKY, D. (1993). Fishing as a cause of evolution in fishes. *In The exploitation of evolving resources*, pages 1–18. Springer.
- POPE, J. (1979). Population dynamics and management : current status and future trends. *Investigacion Pesquera*, (43):199–221.
- POULARD, J. (2001). Distribution of hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) in the Bay of Biscay and the Celtic sea from the analysis of French commercial data. *Fisheries Research*, 50(1-2):173–187.
- PRELLEZO, R., CARMONA, I. et GARCÍA, D. (2016). The bad, the good and the very good of the landing obligation implementation in the bay of biscay : A case study of basque trawlers. *Fisheries Research*, 181:172–185.
- PUNT, A. E. (2017). Strategic management decision-making in a complex world : quantifying, understanding, and using trade-offs. *ICES Journal of Marine Science*, 74(2):499–510.
- PUNT, A. E., BUTTERWORTH, D. S., de MOOR, C. L., de OLIVEIRA, J. A. A. et HADDON, M. (2016). Management strategy evaluation : best practices. *Fish and Fisheries*, 17(2):303–334.
- PUNT, A. E., HADDON, M. et TUCK, G. N. (2015). Which assessment configurations perform best in the face of spatial heterogeneity in fishing mortality, growth and recruitment? A case study based on pink ling in Australia. *Fisheries Research*, 168:85–99.
- PUNT, A. E., PRIBAC, F., WALKER, T. I. et TAYLOR, B. L. (2001). *Population modelling and harvest strategy evaluation for school and gummy shark*. CSIRO Marine Research.
- QUÉRO, J.-C. et VAYNE, J.-J. (1997). *Les poissons de mer des pêches françaises*. Delachaux et Niestlé.
- R CORE TEAM (2018). R : A language and environment for statistical computing.

- RAVEAU, A., MACHER, C., MÉHAULT, S., MERZEREAUD, M., LE GRAND, C., GUYADER, O., BERTIGNAC, M., FIFAS, S. et GUILLEN, J. (2012). A bio-economic analysis of experimental selective devices in the norway lobster (*nephrops norvegicus*) fishery in the bay of biscay. *Aquatic Living Resources*, 25(3):215–229.
- REISE, K. (1982). Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea : are polychaetes about to take over ? *Netherlands journal of sea research*, 16:29–36.
- ROBERTS, C. M. (1995). Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conservation biology*, 9(5):988–995.
- ROLDÁN, M. I., GARCÍA-MARÍN, J. L., UTTER, F. M. et PLA, C. (1998). Population genetic structure of european hake, *merluccius merluccius*. *Heredity*, 81(3):327.
- ROMBOUTS, I., BEAUGRAND, G., ARTIGAS, L. F., DAUVIN, J.-C., GEVAERT, F., GOBERVILLE, E., KOPP, D., LEFEBVRE, S., LUCZAK, C., SPILMONT, N. *et al.* (2013). Evaluating marine ecosystem health : Case studies of indicators using direct observations and modelling methods. *Ecological Indicators*, 24:353–365.
- ROTHSCHILD, B. J., AULT, J., GOULLETQUER, P. et HERAL, M. (1994). Decline of the Chesapeake Bay oyster population : a century of habitat destruction and overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, pages 29–39.
- RUSSO, T., PARISI, A., GAROFALO, G., GRISTINA, M., CATAUDELLA, S. et FIORENTINO, F. (2014). Smart : A spatially explicit bio-economic model for assessing and managing demersal fisheries, with an application to italian trawlers in the strait of sicily. *PLoS ONE*, 9(1).
- SALA, A., BASTARDIE, F., DE CARLO, F., DINESEN, G., EIGAARD, O., FEEKINGS, J., FRANDSEN, R., JONSSON, P., KRAG, L., LAFFARGUE, P., MAGNUSSON, M., NIELSEN, J., NOTTI, E., PAPADOPOULOU, N., POLET, H., RIJNSDORP, A., SKÖLD, M., SMITH, C., van MARLEN, B., VIRGILLI, M. et ZENGIN, M. (2014). Report on options for mitigation fishing impacts in regional seas.
- SÁNCHEZ, F. et GIL, J. (2000). Hydrographic mesoscale structures and poleward current as a determinant of hake (*merluccius merluccius*) recruitment in southern bay of biscay. *ICES journal of Marine Science*, 57(1):152–170.
- SEBER, G. A. F. (1982). The estimation of animal abundance.
- SHARMA, R. (2014). An age-, sex- and spatially-structured stock assessment of the Indian Ocean Swordfish fishery 1950-2012, using Stock Synthesis. Rapport technique, IOTC-2014-WPB-12-26.
- SHEPHERD, J., POPE, J. et COUSENS, R. (1984). Variations in fish stocks and hypotheses concerning their links with climate.
- SHEPHERD, J. G. (1999). Extended survivors analysis : An improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. *ICES Journal of Marine Science*, 56:584–591.

- SIMENSTAD, C. A., ESTES, J. A. et KENYON, K. W. (1978). Aleuts, sea otters, and alternate stable-state communities. *Science*, 200(4340):403–411.
- STECF (2015a). Evaluation of the multi-annual plan for the north sea demersal stocks(stecf-15-04). EUR 27232 EN, JRC 95959, 152pp.
- STECF (2015b). Multiannual management plans sww and nww(stecf-15-08). EUR 27406 EN, JRC 96964, 82pp.
- STEIN, M. (1987). Large sample properties of simulations using latin hypercube sampling. *Technometrics*, 29:143–151.
- TAYLOR, K. (2001). Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 106(D7):7183–7192.
- THORSON, J. T., HICKS, A. C. et METHOT, R. D. (2015). Random effect estimation of time-varying factors in Stock Synthesis. *ICES Journal of Marine Science*, 72(1):178–185.
- TISSIÈRE, L., MAHÉVAS, S. et TROUILLET, B. (2018). Findings from an exploratory study on the governance of a french fishery. *Marine Policy*.
- ULRICH, C., VERMARD, Y., DOLDER, P. J., BRUNEL, T., JARDIM, E., HOLMES, S. J., KEMPF, A., MORTENSEN, L. O., POOS, J.-J. et RINDORF, A. (2016). Achieving maximum sustainable yield in mixed fisheries : a management approach for the North Sea demersal fisheries. *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil*.
- VIALLEFONT, A., LEBRETON, J., REBOULET, A. et GORY, G. (1998). Parameter Identifiability and Model Selection in Capture-Recapture Models : A Numerical Approach. *Biometrical Journal*, 40(3):313–325.
- VIGIER, A., MAHÉVAS, S. et BERTIGNAC, M. (2018). Towards a spatial integrated stock assessment model for european hake northern stock. *Fisheries Research*, 199:158–170.
- VOGEL, C. (2016). Rapport bibliographique « Sélectivité des engins de pêche ». Convention DPMA-Ifremer « Sélectivité ».
- von BERTALANFFY, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. ii). *Human biology*, 10(2):181–213.
- WERNER, K.-M., STABY, A. et GEFFEN, A. (2016). Temporal and spatial patterns of reproductive indices of european hake (*merluccius merluccius*) in the northern north sea and norwegian coastal areas. *Fisheries Research*, 183:200 – 209.
- WOILLEZ, M., POULARD, J.-C., RIVOIRARD, J., PETITGAS, P. et BEZ, N. (2007). Indices for capturing spatial patterns and their evolution in time, with application to European hake (*Merluccius merluccius*) in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science*, 64(3):537–550.
- WORSØE CLAUSEN, L. *et al.* (2016). Myfish d2.4 – scientific advances on msy and the implications for management (month 48).

Titre : Développement d'une plateforme d'évaluation de plans de gestion spatialisés : application à la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne

Mots clés : merlu; golfe de Gascogne; Management Strategy Evaluation; ISIS-Fish; Stock Synthesis

Résumé : La gestion des pêches en Atlantique Nord-Est s'oriente vers une régionalisation, prenant en compte les interactions techniques caractéristiques des pêcheries mixtes. Ceci nécessite une compréhension et une évaluation des dynamiques spatio-temporelles des espèces exploitées et des flottilles qui les exploitent. Cette thèse vise à proposer un outil pour évaluer les conséquences de stratégies de gestion dans le golfe de Gascogne. Elle se focalise sur le stock de merlu Nord (*Merluccius merluccius*) et la pêche mixte démersale merlu - sole (*Solea solea*) - langoustine (*Nephrops norvegicus*) du golfe de Gascogne.

Un cadre d'évaluation de stratégies de gestion (MSE) a été développé, intégrant un modèle d'évaluation spatialisé du stock de merlu Nord, et un modèle opératoire (ISIS-Fish) simulant la pêche mixte démersale du golfe de Gascogne.

Le modèle spatialisé d'évaluation a estimé des variations spatio-temporelles d'abondance, recrutement et mortalité par pêche du merlu Nord, malgré la sensibilité de la procédure d'estimation au point initial.

Le modèle opératoire intègre l'ensemble de la connaissance disponible sur la pêche. Il a été calibré selon une approche multi-critères, assurant la reproduction des captures de merlu sur 2010-2012.

Le cadre d'évaluation de stratégies de gestion n'est pas opérationnel, mais a mis en évidence des différences de modélisation des dynamiques à l'échelle de la pêche, et illustre de potentiels effets de la gestion par TAC du stock de merlu Nord sur la pêche, dans un contexte de mise en place de l'obligation de débarquement. Ces résultats et des pistes d'amélioration sont discutés.

Title: Development of a spatial management strategy evaluation framework: application to the Bay of Biscay mixed demersal fisheries

Keywords: hake; Bay of Biscay; Management Strategy Evaluation; ISIS-Fish; Stock Synthesis

Abstract: North-East Atlantic fisheries management goes towards a regionalisation, accounting for mixed fisheries technical interaction. Hence, understanding and assessing the spatio-temporal dynamics of exploited species and the fleets exploiting them is needed. This study aims to provide a tool to assess the effects of several management *scenarii* in the Bay of Biscay. It focuses on North-east Atlantic northern hake stock (*Merluccius merluccius*) and the mixed demersal hake - sole (*Solea solea*) - Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) Bay of Biscay fisheries.

A Management Strategy Evaluation (MSE) framework has been developed, pairing a spatial northern hake stock assessment model, and an operating model (ISIS-Fish) simulating the Bay of Biscay mixed demersal fisheries.

The spatial assessment model estimated northern hake abundance, recruitment and fishing mortality spatio-temporal variations, despite the estimation procedure sensitivity to initial point.

The operating model incorporates all the current knowledge on the fisheries. It has been calibrated following a multi-criteria approach, ensuring the reproduction of hake catch on 2010-2012.

The Management Strategy Evaluation framework is not operational, although it highlighted discrepancies between both models dynamics at the fishery scale, and illustrated northern hake management through TACs potential effects on the fishery, in a landing obligation context. These results and improvement axes are discussed.