



HAL
open science

La modification des engins de pêche peut-elle réduire l'impact de la pêche sur les ressources halieutiques ? Cas d'étude de la mer du Nord

Thomas Outrequin

► To cite this version:

Thomas Outrequin. La modification des engins de pêche peut-elle réduire l'impact de la pêche sur les ressources halieutiques ? Cas d'étude de la mer du Nord. Sciences du Vivant [q-bio]. 2021. dumas-03566091

HAL Id: dumas-03566091

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03566091v1>

Submitted on 11 Feb 2022

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

AGROCAMPUS OUEST

CFR Angers CFR Rennes

<p>Année universitaire : 2020 - 2021</p> <p>Spécialité :</p> <p>Ingénieur agronome</p> <p>Spécialisation (et option éventuelle) :</p> <p>Sciences Halieutiques et Aquacoles</p> <p>(option : Ressources et écosystèmes aquatiques)</p>	<p>Mémoire de fin d'études</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> d'ingénieur d'AGROCAMPUS OUEST (École nationale supérieure des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage), école interne de L'institut Agro (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)</p> <p><input type="checkbox"/> de master d'AGROCAMPUS OUEST (École nationale supérieure des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage), école interne de L'institut Agro (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)</p> <p><input type="checkbox"/> de Montpellier SupAgro (étudiant arrivé en M2)</p> <p><input type="checkbox"/> d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)</p>
--	--

La modification des engins de pêche peut-elle réduire l'impact de la pêche sur les ressources halieutiques ?

- Cas d'étude de la mer du nord -

Par : Thomas OUTREQUIN

Soutenu à Rennes le 16 septembre 2021

Devant le jury composé de :

Président et enseignant référent : Etienne Rivot

Maîtres de stage : Didier Gascuel & Youen Vermard

Jury extérieur : Morgane Travers-Trollet (Ifremer)

Jury extérieur : Marie Savina-Rolland (Ifremer)

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation

« Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France »



Table des matières

1. Introduction : contexte et problématique	- 1 -
2. Matériel : la zone et le modèle d'étude.....	- 2 -
2.1 Zone d'étude	- 2 -
2.2 Modèle de simulation : FLBEIA.....	- 3 -
2.3 Les stocks et flottilles pris en compte.....	- 5 -
2.4 Données utilisées	- 6 -
3. Méthode – Protocole de simulations.....	- 7 -
3.1 Scénarios de modification des engins de pêche	- 7 -
3.2 Paramétrisation du modèle	- 8 -
3.3 Simulations à effort fixe ou dynamique	- 9 -
3.4 HCR - Scénarios de gestion de la pêche dans les simulations dynamiques.....	- 10 -
3.5 Evaluation des scénarios de gestion.	- 11 -
4. Résultats	- 14 -
4.1 Modèle d'effort fixe.....	- 14 -
4.1.1 Evaluation globale de l'impact sur les stocks	- 14 -
4.1.2 Evaluation de l'impact sur l'exploitation des stocks	- 16 -
4.1.3 Evolution des structures de populations	- 19 -
4.1.4 Evolution des indicateurs écosystémiques :.....	- 21 -
4.1.5 Evolution des captures par engins et par flottille.....	- 21 -
4.2 Modèle d'effort dynamique.....	- 22 -
4.2.1 Résultats globaux des différentes stratégies de gestion.....	- 23 -
4.2.2 Evaluation de la gestion au RMD.	- 24 -
4.2.3 Evaluation de la gestion basée sur des cibles de biomasses relatives.....	- 27 -
5. Discussion.....	- 30 -
5.1 Limites de l'étude.....	- 30 -
5.2 Impact des engins au sein des différents scénarios	- 32 -
5.3 Perspectives de l'étude	- 33 -
6. Conclusion	- 35 -
Annexe	i
Bibliographie.....	i

Liste des figures

Figure 1 : Zone de l'Ecorégion mer du nord (CIEM, 2020b).

Figure 2 : Diagramme conceptuel simplifié de FLBEIA.

Figure 3 : Courbes des rétentions des stocks étudiés.

Figure 4 : Captures totales et biomasses neufs stocks étudiés, à l'équilibre, à effort fixe.

Figure 5 : Courbe d'équilibre des biomasses, et des captures totales (haut) ou des débarquements (bas) totaux des neufs stocks étudiés.

Figure 6 : Impact des modifications d'engins de pêche sur les indicateurs en âge, à effort fixe.

Figure 7 : Impact des changements de maillages sur les structures démographiques des biomasses et des captures de 3 stocks.

Figure 8 : Evolutions des débarquements (gauche, en tonnes), et des compositions spécifiques des débarquements par engin, dans les trois scénarios.

Figure 9 : Biomasses et débarquements totaux (cumul des 9 stocks) à l'équilibre pour les différents modèles d'effort simulés.

Figure 10 : Biomasses et captures à l'équilibre des 3 scénarios de maillage, pour une gestion au RMD ($F=F_{RMD}$ actuel).

Figure 11 : Distribution (inter-flottes) des indices de durabilités des flottes dans les trois scénarios, gérés au RMD.

Figure 12 : Evolution annuelle des débarquements avant 2030 dans les trois scénarios.

Figure 13 : Biomasses et captures à l'équilibre des 3 scénarios de maillage, pour une gestion aux biomasses relatives (à 30%).

Figure 14 : Evolution annuelle des biomasses relatives dans les trois scénarios de gestion.

Figure 15 : Distribution (inter-flottes) des indices de durabilités des flottes dans les trois scénarios, gérés avec une cible de 30% de biomasse relative.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Stocks étudiés et indicateurs de l'état des stocks, en référence au niveau de biomasse féconde (SSB) et à la mortalité par pêche (F) en 2019 (CIEM, 2020d).

Tableau 2 : Descriptif des engins les plus pêchant en mer du nord.

Tableau 3 : Résumé des modifications d'engins dans les trois scénarios simulés.

Tableau 4 : Résumé des simulations effectuées.

Tableau 5 : Indicateurs caractérisant l'impact des flottilles (Dewals and Gascuel, 2020).

Tableau 6 : Paramètres utilisé dans le calcul du niveau trophique des âges des stocks (Jennings et al., 2002).

Tableau 7 : Niveaux trophiques moyens des stocks dans les trois scénarios de modification d'engins de pêche.

Liste des annexes

Annexe 1 : Analyse et état des lieux des tailles et âges de certains points particuliers des stocks en mer du nord.

Annexe 2 : Débarquement par groupe d'engin (et groupes d'engins) en millier de tonnes en mer du nord (CIEM, 2020d).

Annexe 3 : Gains relatifs de biomasse des stocks du scénario intermédiaire par rapport au scénario actuel, et fonction des $t_{\text{mean}}/t_{\text{opt}}$ actuels.

Annexe 4 : Détails sur la modélisation des stocks de merlan et d'églefin (WGNSSK 2020).

Annexe 5 : Courbes d'équilibres des biomasses, et des débarquements totaux des neuf stocks étudiés, en fonction de l'effort de pêche (exprimé en multiplicateur de l'effort actuel) et pour les 3 scénarios de maillage (rouge=actuel, vert=intermédiaire, bleu=maximale).

Annexe 6 : Evolution par stock de trois indicateurs en âges, issues du modèle d'effort fixe.

Annexe 7 : Spectre trophique des stocks étudiés pour les trois scénarios.

Annexe 8 : Evolution court-long terme des gains d'engins modifiés.

Annexe 9 : Comparaison des modèles avec un effort dynamique et une gestion au RMD, avec ou sans réallocation des quotas.

Annexe 10 : Utilisation des quotas dans les trois scénarios, avec modèle d'effort dynamique et gestion au RMD.

Annexe 11 : Effort total annuel déployé, dans les trois scénarios, avec modèle d'effort dynamique et gestion au RMD.

Annexe 12 : Evolution de l'utilisation des quotas avec le modèle d'effort dynamique et une gestion au RMD.

Annexe 13 : Situation des stocks avec une gestion au RMD et une réallocation des quotas.

Annexe 14 : Evolution par stock de trois indicateurs en âges, issues du modèle dynamique, et d'une gestion au RMD.

Annexe 15 : Débarquements par engins, avec modèle d'effort dynamique et une gestion au RMD.

Annexe 16 : Utilisation des quotas dès la première année de simulation avec une gestion au RMD.

Annexe 17 : Captures et biomasses des stocks, avec modèle d'effort dynamique et une gestion au RMD.

Annexe 18 : Biomasses et débarquements issues la règle de gestion aux biomasses relatives et réallocation des quotas.

Annexe 19 : Evolution par stock de trois indicateurs en âges par stock, issues du modèle d'effort dynamique, et d'une gestion aux biomasses relatives.

Annexe 20 : Effort total annuel déployé, dans les trois scénarios, avec le modèle d'effort dynamique et une gestion aux biomasses relatives à 30%.

Annexe 21 : Ajustement de sigmoïdes sur les mortalités aux âges pour estimer l'âge de première capture des stocks.

Annexe 22 : Comparaison, stock par stock, de l'état des biomasses en fonction des engins implémentés et de la règle de gestion.

Annexe 23 : Evolution de mortalités par pêches issues des modèles d'efforts dynamiques, avec les différentes règles de gestion, et les différentes modifications d'engins de pêche.

Annexe 24 : Evolution des biomasses des modèles d'efforts dynamiques, avec les différentes règles de gestion, et les différentes modifications d'engins de pêche.

1. Introduction : contexte et problématique

Depuis le code de conduite pour une pêche responsable (FAO, 1995), tous les grands textes institutionnels relatifs à la gouvernance des pêches insistent sur la nécessité de développer une approche écosystémique, notamment en réduisant tous les impacts engendrés sur les écosystèmes. C'est par exemple le cas des textes adoptés lors du sommet de Rio de 2012, qui évoque la volonté des états à « appliquer efficacement une démarche écosystémique » (UN, 2012). Les instances législatives européennes suivent la même direction avec l'adoption de la Directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM/MSFD, 2008) et la révision 2013 de la Politique européenne de la pêche (PCP/CFP, 2013).

La DCSMM vise plus généralement le bon état écologique du milieu marin, en définissant onze descripteurs qui caractérisent ce bon état. Parmi eux, trois portent sur l'abondance et l'état de populations marines d'intérêt commercial, définissant ainsi des impacts qui doivent être réduits :

- D1 : « La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes. »
- D3 : « Les populations de tous les poissons et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock. »
- D4 : « Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normale et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités reproductives. »

Pourtant, depuis les prémices de la gestion des pêches et jusqu'à aujourd'hui, l'objectif principal poursuivi en matière de pêche durable est de maximiser les captures à long terme, sans tenir compte directement de l'impact engendré sur le stock exploité. En particulier, la politique européenne de la pêche (PCP) vise à limiter la pression de pêche au niveau dit du rendement maximum durable (RMD), via une limitation des captures grâce à l'instauration de TACs (Totaux Autorisés de Captures) et quotas. La gestion dite technique, liée à la réglementation des engins, zones et techniques de pêche, n'est considérée que de manière secondaire, alors même que la simple gestion d'un maillage permettrait de réduire les impacts de la pêche sur chacun des stocks exploités, et donc globalement à l'échelle de l'écosystème (Beverton et Holt, 1957; Froese et al., 2016). Une réduction des impacts de la pêche liée à de simples mesures techniques relevant d'une approche stock par stock peut ainsi être considérée comme une approche de précaution à l'échelle de l'écosystème (Froese et al., 2008; Gascuel et al., 2011a).

Même si les effets à grande échelle (écosystème) de la modification du profil de capture restent inconnus, les engins utilisés déterminent pour chaque espèce le diagramme d'exploitation, défini comme la distribution au sein d'une population des mortalités par pêche (CIEM, 2020a). Ce diagramme, déterminé par la distribution temporelle et spatiale de la pêche et des engins de pêche utilisés, détermine les structures des populations pêchées. Certains auteurs ont défendu l'idée que des engins sélectifs en taille, i.e. protégeant les jeunes, induisent une troncature des populations avec une augmentation relative des jeunes classes, et une nette diminution des individus âgés (Brunel and Piet, 2013). Mais Froese *et al.* (2008) montre qu'au contraire c'est l'absence de protection des jeunes qui conduit à une diminution de l'âge moyen

des captures dès lors que l'exploitation est intense. Protéger les jeunes est ainsi le plus sûr moyen de conserver des poissons âgés au sein de la population exploitée.

La protection des jeunes au sein des populations, mais également des biomasses, permettrait de répondre à deux règles énoncées par Froese *et al.* (2016). Maintenir les biomasses au-delà de 50% des biomasses naturelles « sans pêche » et laisser les poissons grandir et se reproduire afin de maintenir des captures élevées. En théorie, la maximisation absolue des captures à l'échelle d'une cohorte se fait à un âge appelé t_{opt} , (âge de biomasse maximal de la cohorte) et pour un effort de pêche infini. En pratique, Froese *et al.* (2016) montre qu'elle est obtenue pour un âge $t_{c\ opt}$, qui dépend de la pression de pêche réelle, et qui est généralement très supérieur aux tailles actuelles de première capture (voir l'analyse de ces tailles pour les stocks de mer du Nord en annexe 1).

Les modifications de structure des populations ne sont pas sans conséquences. Bien que débattue, l'importance des individus âgés pour un recrutement stable est démontrée au sein de nombreux stocks. Une diminution du nombre d'individus âgés, et du nombre de classes d'âges peut notamment rendre un stock instable, car beaucoup plus fragile et sensible à l'environnement (Hidalgo *et al.*, 2011). Continuer de gérer des stocks d'espèces cibles en maximisant les captures, sans prendre en compte les structures de populations, ne semble donc pas être pertinent d'un point de vue écosystémique (Fauconnet and Rochet, 2016). A l'inverse, un changement de paradigme dans la gestion des pêches, basé sur la prise en compte conjointe des captures et de l'état des stocks et visant à une optimisation des engins utilisés pour exploiter l'écosystème, permettrait d'intégrer une dimension environnementale pour être en accord avec les objectifs de gestion de la PCP et avec la DCSMM.

Le présent travail vise ainsi à explorer les coûts/bénéfices qu'engendrerait une gestion des pêches incluant une modification des engins (augmentation de maillages, dispositifs de sélectivité), ayant pour objectif de réduire l'impact sur chacun des stocks exploités, contribuant ainsi à une réduction de l'impact écosystémique de la pêche.

2. Matériel : la zone et le modèle d'étude

2.1 Zone d'étude

L'étude concerne l'Ecorégion mer du nord, telle que définie par le CIEM (Figure 1). La zone « Manche-ouest » n'est cependant pas prise en compte dans le modèle ensuite utilisé (cf. § 2.2). Cette zone correspond donc aux divisions 4 (mer du nord, sensu stricto), 7d (Manche-est), et 3a (Skagerak).

La mer du nord est une mer épicontinentale peu profonde (90 m en moyenne), qui supporte une forte production halieutique (environ deux millions de tonnes) (Mackinson and Daskalov, 2007).

Le pic de production de la mer du nord est pourtant largement passé. Il était de 4 millions de tonnes dans les années 70s (CIEM, 2020e). La mer du nord est passée par des états considérés de forte surexploitation, où les stocks étaient majoritairement surpêchés et dégradés. La dernière décennie a connu une amélioration de la situation, le nombre de stocks surpêchés étant passé de 54 (en 2000) à 28 (en 2018). Et le nombre de stocks en bon état ou reconstituable est passé de 11 (en 2000) à 58 (en 2018) (Biseau, 2020).

La pression de pêche, à laquelle ont été soumis la majorité de ces stocks, a dégradé l'écosystème de la mer du nord. Il a en effet été démontré que la pêche a une influence sur la structure en taille des communautés de poisson (Gislason, 1998; Daan *et al.*, 2005). En mer du nord, le LFI (large fish indicator) a fortement diminué depuis les années 80. Il est

relativement stable depuis 2004, mais reste toujours faible (CIEM, 2014; Speirs et al., 2016). Cette modification de structure des populations a modifié le réseau trophique. La disparition des grands individus perturbe le fonctionnement et la structure de l'écosystème (CIEM, 2020e). L'état de l'écosystème de mer du nord est stable mais pas restauré (Gascuel et al., 2016). L'étude s'intéresse donc à un écosystème qui reflète aujourd'hui la dégradation du passé.

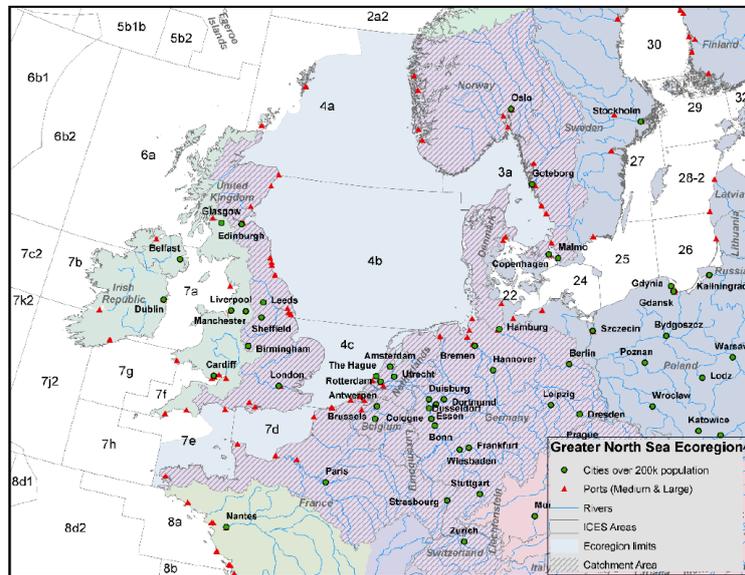


Figure 1 : Zone de l'Ecorégion mer du nord (grisée) (CIEM, 2020b)

2.2 Modèle de simulation : FLBEIA

Les simulations sont réalisées en utilisant l'outil FLBEIA (Garcia et al., 2017). C'est un modèle de simulation bioéconomique qui permet de simuler les différentes mesures implémentées à l'échelle des flottilles. Cet outil est développé en R (R Development Core Team, 2010) et s'appuie sur la librairie FLR.

FLBEIA permet de simuler les dynamiques de plusieurs stocks et flottilles en interactions. Jusque-là, l'évaluation de mise en place de stratégies de gestion étaient souvent orientées de manière mono-spécifique et mono-flottille (Punt and Smith, 1999; Kell et al., 2007). L'outil FLBEIA est divisé en deux blocks, le modèle opératoire (OM), et les procédures de gestions (MP) (Figure 2). OM (A) réfère au monde « réel », où les dynamiques de stocks et de flottilles sont simulées. Et MP (B) correspond au monde « perçu », où les dynamiques simulées sont observées via les données d'observation issues de l'OM, et qui permettront de simuler une évaluation de stock et d'appliquer les règles de gestion.

Le modèle opératoire est lui-même divisé en deux parties : un modèle biologique, et un modèle d'effort pour les flottilles. Les deux parties interagissent via l'effort des flottilles et les captures de ces flottilles.

Pour la **partie biologique**, la dynamique des stocks est simulée via des modèles structurés en âges, ou via des modèles de production de biomasse, suivant la qualité des informations disponibles. Pour les premiers, structurés en âge, les données d'entrées sont les données historiques de chacun des stocks (ici, issues des évaluations de stocks de 2019). On retrouve dans ces données : les abondances aux âges, les poids aux âges, les mortalités naturelles aux âges, le recrutement et les maturités aux âges. Ce modèle s'appuie sur une

relation stock-recrutement, et une équation de survie exponentielle (Quinn and Deriso, 1999). Tous les individus agrégés en cohortes, passent d'une année à l'autre tous les 1^{ers} janvier.

Le deuxième modèle de dynamique de population est agrégé en biomasse. Il correspond au modèle de croissance de Pella-Tomlinson (Pella and Tomlinson, 1969).

Dans les deux modèles, les captures sont supposées se produire de manière instantanée au milieu de l'année (approximation de Pope). Au cours des simulations seuls les captures (en nombre), les mortalités, et les abondance (en nombre), ainsi que le RP (reproductive index) sont calculés. Les autres sorties des simulations sont issues des paramètres d'entrée (i.e. les biomasses issues du modèle structuré en âge sont calculées à partir des poids aux âge, qui est un paramètre d'entrée).

La deuxième partie du modèle opératoire correspond aux **modèles de flottilles**. Il permet de décrire les dynamiques des flottilles. Il est divisé en quatre processus : effort, captures, capitaux, et prix. Nous ne nous intéresserons pas à la dimension économique du modèle.

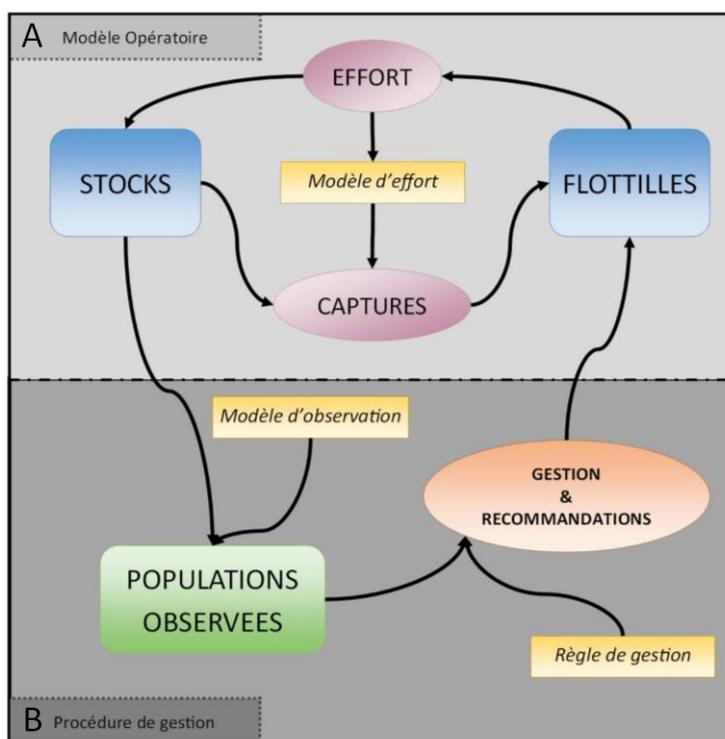


Figure 2 : Diagramme conceptuel simplifié de FLBEIA

Un sous-modèle de l'effort de pêche détermine l'effort de chacune des flottilles et sa répartition entre ses différents métiers. A chacun des efforts peut ainsi être associé des captures dissociées en flottille/métier/stock. Deux modèles d'effort disponibles dans FLBEIA sont ici utilisés. D'une part, le modèle dit « fixedEffort », où l'effort fixe et constant est donné par l'utilisateur ; c'est évidemment le plus simple. Et d'autre part, un modèle qui permet de simuler le comportement des pêcheries mixtes, le modèle « SMFB » (Simple Mixed Fisheries Behaviour) basé sur la méthode Fcube (Ulrich et al., 2011). L'effort de pêche dépend ici des quotas attribués pour chaque stocks et des antériorités de pêche de chaque flottille.

Dans ces deux modèles, la répartition de l'effort par flottille entre ses différents métiers est supposée constante.

Le modèle des flottilles intègre également un sous-modèle des captures, qui permet de décrire la relation entre l'effort et les captures. Le modèle présent dans FLBEIA est un modèle de production utilisé pour intégrer une dimension économique dans les pêcheries : le modèle Cobb-Douglas. Le modèle est décliné de deux manières, les populations étant structurées soit en âge, soit en biomasse totale.

Les captures sont donc dissociées par stock, métiers et flottilles. Ainsi, pour chaque âge d'un stock confronté à un métier d'une flottille, il y a une capturabilité associée. Cette capturabilité, calculée comme un ratio entre une mortalité par pêche et l'effort associé, est une mesure de la mortalité par pêche générée sur un stock par une unité d'effort de la flottille et du métier considéré.

2.3 Les stocks et flottilles pris en compte

➤ Stocks étudiés

Les pêcheries démersales de Mer du Nord exploitent un grand nombre de poissons benthiques et démersaux. Le groupe de travail WGMIXFISH du CIEM (CIEM, 2020c) intègre un certain nombre de ces stocks afin de produire des scénarios prenant en compte les interactions techniques. Les stocks intégrés au modèle FLBEIA sont les stocks faisant l'objet d'une évaluation analytique (Table 1). Les stocks pris en compte dans le modèle correspondent à plus de 45% des débarquements des benthodémersaux en 2019, et plus de 70% de la biomasses des benthodémersaux (Mackinson and Daskalov, 2007; UE, 2021).

Table 1 : Stocks étudiés et indicateurs de l'état des stocks, en référence au niveau de biomasse féconde (SSB) et à la mortalité par pêche (F) en 2019 (CIEM, 2020d).

Espèce	Zone CIEM de délimitation de stock	$SSB/MSY_{B_{trigger}}$	F/F_{MSY}
Morue (<i>Gadus morhua</i>)	Zone mer du nord, manche-est, skagerrak et kattegat.		
Eglefin (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)	Zone mer du nord, ouest-écosse, skagerrak et kattegat.		
Plie de mer du nord (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Zone mer du nord skagerrak et kattegat.		
Plie de manche-est (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Zone manche-est.		
Lieu noir (<i>Pollachius virens</i>)	Zone mer du nord, Rockall, skagerrak et kattegat.		
Sole (<i>Solea solea</i>)	Zone mer du nord.		
Turbot (<i>Scophthalmus maximus</i>)	Zone mer du nord.		
Merlan (<i>Merlangius merlangus</i>)	Zone mer du nord et manche-est.		
Plie cynoglosse (<i>Glyptocephallus cynoglossus</i>)	Zone mer du nord, manche-est, skagerrak et kattegat.		

La majorité des stocks étudiés sont en état dit de « surexploitation » par rapport au RMD (Rendement Maximum Durable). C'est-à-dire que la mortalité par pêche actuelle est supérieure à celle qui produirait le RMD (F_{RMD} ou F_{MSY} en anglais).

Les stocks de démersaux (lieu noir, églefin, merlan et morue) ont des niveaux de biomasse faibles (supérieur mais proche de $MSY_{B_{trigger}}$) et des un F/F_{RMD} supérieur à 1 pour le lieu noir et la morue (CIEM, 2020d). Pour les stocks benthiques (plie, sole, turbot et plie cynoglosse) les biomasses se portent mieux, mais les stocks ont pour la plupart un F/F_{RMD} supérieur à 1 (excepté pour la plie de mer du nord). Ces stocks sont fortement impactés (biomasses diminuées), et pour la plupart la pression de pêche se situe au-delà du F_{RMD} (CIEM, 2020d).

➤ Engins étudiés

L'annexe 2 montre que les trois engins capturant les plus grands volumes des espèces d'intérêt sont les TR1, TR2 et BT2 (table 2).

Table 2 : Descriptif des engins les plus pêchant en mer du nord.

Groupe d'engins	Engins	Mailles
TR1	Chalut à panneaux ou seine démersale	>100mm
TR2	Chalut à panneaux ou seine démersale	>70mm et <100mm
BT2	Chalut à perche	>80mm et <120mm

Les TR1 et TR2 débarquent essentiellement des espèces démersales, tandis que le BT2 débarque plus des espèces benthiques. Ces différences proviennent des caractéristiques des engins, mais également des pratiques de pêche qui détermine le ciblage des espèces pêchées.

L'étude se focalisera sur ces 3 différents engins.

2.4 Données utilisées

➤ Données de simulation

Les données utilisées pour les simulations sont issues de l'évaluation de stock en 2019, soit les données disponibles jusqu'en 2018. Ce sont les mêmes données que celles utilisées dans le groupe de travail WGMIXFISH en 2019.

Le modèle utilisé est celui paramétré par Marc.H.Taylor dans le cadre du projet ProbyFish. Ce modèle comporte 42 flottilles qui exploitent la zone d'étude. Il comprend nos 9 stocks d'intérêts structurés en âge (voir table 1).

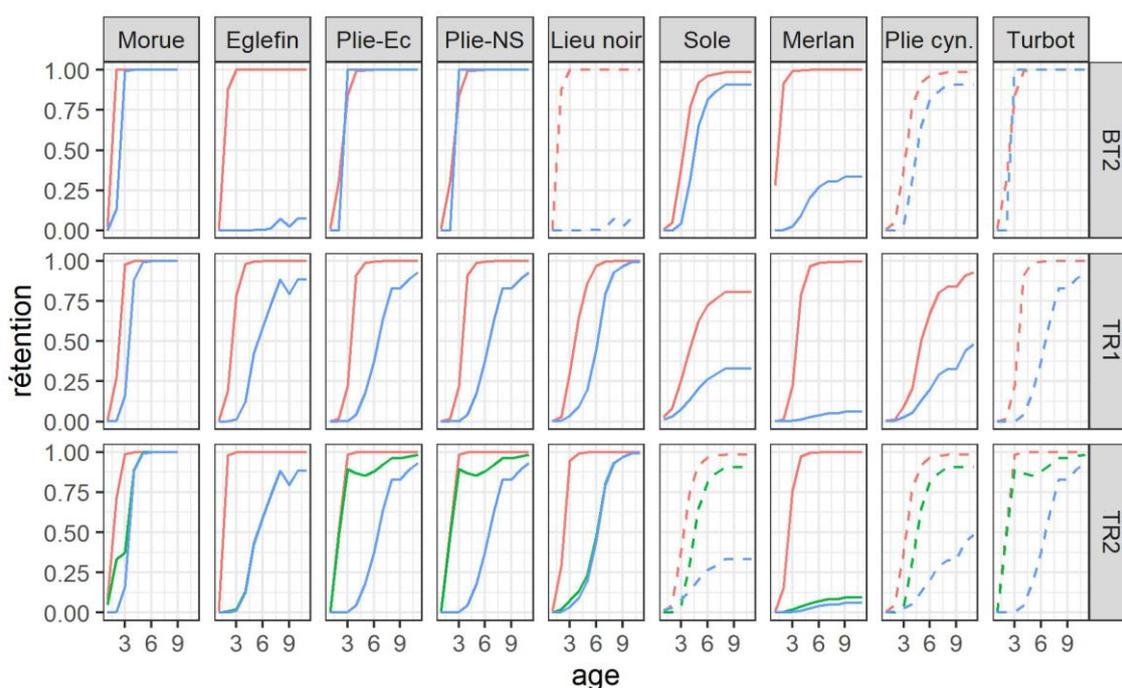
➤ Données de rétention

Les données utilisées pour simuler des modifications des engins de pêche sont des données de rétention. Elles sont disponibles pour les trois engins de pêche les plus impactant cités préalablement. La rétention est définie comme la proportion d'individus retenue par l'engin de pêche, par rapport au nombre total d'individu qu'a rencontré l'engin de pêche. Habituellement les données de rétentions sont structurées en taille. Elles ont été retravaillées en âge préalablement à notre étude, afin d'être utilisée dans FLBEIA.

La figure 3 représente les données de rétention utilisées dans l'analyse. Ces données de rétention ont été obtenues via des méta-analyses d'expérimentations de sélectivité (Taylor pers. com.)

Cependant, ces méta-analyses reposant sur des expérimentations in situ ne permettent pas de dériver des courbes de rétention pour tous les stocks et engins d'intérêt. Des hypothèses sur les rétentions de certains stocks ont donc été établies, principalement au vu de la forme des espèces (courbes en pointillés de la figure 3) :

- La rétention du turbot, pour lequel aucune donnée de rétention n'est disponible, est supposée proche de celle de la plie de mer du nord.
- Pour la sole, il est supposé que les données de rétention avec un TR2 sont semblables à celles du chalut à perche (BT2).
- La plie cynoglosse est supposée rencontrer les mêmes rétentions que la sole, puisque les deux espèces ont une morphologie assez proche. Les rétentions de sole pour les BT2 et les TR2 sont donc appliquées.
- Le lieu noir est supposé rencontrer les mêmes rétentions que l'Eglefin pour les chaluts à perche (BT2)



Les courbes rouges correspondent aux rétentions actuelles des trois engins de pêche.
Les courbes bleues et vertes correspondent à des modifications d'engins.

Figure 3 : Courbes des rétentions des stocks étudiés. En trait plein les données de rétentions, et en pointillés, les hypothèses de rétentions.

3. Méthode – Protocole de simulations

3.1 Scénarios de modification des engins de pêche

Trois scénarios sont envisagés dans les simulations :

Le scénario « Actuel » représentant la situation actuelle, il correspond aux courbes rouges de rétention dans la figure 3.

Le scénario « Maximal » correspond à la plus grande modification dans la rétention des engins. Dans ce scénario, les BT2 passent de mailles de 70mm à des engins avec des mailles T90 de 100mm dans le cul du chalut. En complément, le dos du chalut BT2 comporte un

panneau de mailles carrées (SMT). Les TR1 et les TR2 adoptent eux des mailles de 140mm (courbes bleues de la figure 3).

Le scénario qualifié d'« Intermédiaire » a pour but de moins impacter les TR2, qui subissent une augmentation de maillage très forte dans le scénario maximal. Au lieu d'adopter des mailles de 140mm, les TR2 classiques sont remplacés par des TR2 avec des mailles plus grandes dans le dos du chalut (140mm) et les mailles communes dans la partie basse du chalut (70mm). En plus s'ajoute un dispositif de séparation horizontal du dos du chalut et de la partie basse. Dans ce scénario les modifications des BT2 et des TR1 seront les mêmes que celles effectuées lors du scénario « maximal ». Ce scénario correspond aux courbes vertes dans la figure 3.

Table 3 : Résumé des modifications d'engin dans les trois scénarios simulés.

Scénario	Engins (maillage/dispositif)		
	TR1	TR2	BT2
Actuel	100mm	70mm	80mm
Intermédiaire	140mm	Dos de chalut en 140mm, nappe horizontale, et fond du chalut en 70mm	T90 de 100mm et SMT
Maximal	140mm	140mm	T90 de 100mm et SMT

3.2 Paramétrisation du modèle

Les simulations couvrent une période de 30 ans, ce qui permet d'obtenir une situation proche de l'équilibre. La majorité des indicateurs sont alors stables.

Dans le modèle FLBEIA, la capturabilité aux âges est un paramètre d'entrée qui ne peut être modifié avec une formule empirique. La solution est donc d'appliquer aux capturabilités un facteur multiplicatif (équation 1) calculé pour chaque engin et chaque espèce à chaque âge, à partir des données de rétentions, soit :

$$q_{new} = q_{old} \times \frac{r_{new}}{r_{old}} \quad (1)$$

Avec : q_{new} et q_{old} correspondant respectivement aux nouvelles et anciennes capturabilités. Et r_{new} et r_{old} aux anciennes et nouvelles rétentions. Les capturabilités q_{old} associées à chaque flottille-métier-stock-âge sont elles-mêmes disponibles dans le modèle (et déduites du ratio mortalité par pêche sur effort de pêche). Pour plus de stabilité et représentativité des résultats, elles sont moyennées sur les trois dernières années.

Dans les simulations, les mortalités naturelles, les poids aux-âges, la maturité et la fécondité sont des paramètres supposés constants au cours du temps. Les relations stocks recrutement du modèle FLBEIA de mer du nord, à savoir une relation de type « hockey-stick » pour tous les stocks, sont également supposées invariantes, ce qui est sans doute une hypothèse conservatrice (on admet que l'âge moyen des géniteurs n'influe pas sur cette relation).

3.3 Simulations à effort fixe ou dynamique

➤ Effort fixe, simulations à l'équilibre

L'analyse de l'impact des engins est conduite en deux temps. Tout d'abord, une simulation dite à effort fixe permet d'analyser comment les engins modifiés modifient sur le long-terme et à l'équilibre plusieurs caractéristiques des stocks et de l'exploitation. Dans ces simulation dénommées « fixedEffort », nous assignons à chaque flottille la moyenne de l'effort des trois dernières années avant la projection (2016-2018). Pour obtenir les courbes d'équilibres des captures et des biomasses en fonction de l'effort, nous simulons à effort fixe, et pour chaque scénario de maillage, plusieurs multiplicateurs d'effort de 0 à 2 avec un pas de 0,05. Le multiplicateur 1 correspond au status quo, c'est-à-dire la situation moyenne actuelle (à partir de 2018).

➤ Effort et simulations dynamiques

L'impact de la dynamique de pêche sur les résultats est évalué en utilisant les règles SMFB (Simple Mixed Fisheries Behaviour).

Ce modèle permet, flottille par flottille, d'avoir un effort qui évolue tout au long des simulations. Dans la version standard de FLBEIA le calcul de l'effort d'une flottille s'effectue en plusieurs étapes, selon la boucle décrite ci-dessous, appliquée chaque année flottille par flottille :

- a. Les quotas annuels, définis selon la règle de gestion (HCR) implémentée, sont comparés à un maximum théorique de capture. Si le quota est supérieur à la biomasse dans l'eau (multipliée par un facteur, ici = 0.9), alors le quota vaut $0,9 \times \text{Biomasse}$. Cela est effectué pour tous les stocks pour lesquels la flottille possède un quota.
- b. L'effort permettant de capturer le quota d'un stock est calculé, et cela pour tous les stocks, il est ensuite réparti par flottille, au prorata des droits historiques de chacune d'elle. Ce calcul conduit à proposer un éventail d'effort pour la flottille, un pour chacun des stocks exploités.
- c. Au sein de ces efforts, l'effort minimal est choisi (option 'min'). L'idée du 'min' est d'appliquer en quelque sorte l'obligation théorique de débarquement. Dès qu'une flottille atteint un quota, elle stoppe sa pêche.
- d. Puis les captures correspondant à l'effort sélectionné pour tous les stocks sont calculées.

Le choix de l'option 'min' du modèle SMFB est très restrictive. Le modèle FLBEIA ne prends pas en compte une éventuelle (et probable) adaptation du comportement de pêche, via la réallocation d'effort de pêche entre les métiers possibles d'une flottille. Il ne reflète donc pas les reports d'efforts d'un stock à l'autre qui peuvent exister lorsqu'une flottille atteint ou craint d'atteindre un quota. Les simulations 'min' sont donc des simulations théoriques qui simulent une situation caricaturale de l'Obligation de Débarquement (OD) où toutes les flottilles s'arrêteraient de pêcher dès le premier quota atteint, sans adaptation des métiers pratiqués. Le scénario 'min' laisse par construction la majorité des quotas sous-exploités.

Afin d'obtenir des simulations plus réalistes, le scénario 'min' est ici modifié, permettant une réallocation annuelle des quotas entre toutes les flottilles. La réallocation des quotas se fait de la manière suivante : à chaque pas de temps, pour chacun des stocks, les excès de quota non

utilisés par les flottilles sont sommés, puis répartis uniformément entre les flottilles qui pêchent le même stock. Cette procédure n'étant pas implémentée dans FLBEIA, cela implique de simuler deux années de pêche y et $y+1$ (sous FLBEIA), puis de modifier la répartition des quotas entre les flottilles pour l'année $y+1$ (hors FLBEIA). Puis le modèle FLBEIA est ensuite relancé pour les années $y+1$ et $y+2$, et ainsi de suite. Cette réallocation des quotas peut s'effectuer entre toutes les flottilles de mer du nord, ou entre toutes les flottilles d'un même pays.

3.4 HCR - Scénarios de gestion de la pêche dans les simulations dynamiques

➤ Gestion au RMD (actuelle).

Les stocks sont dans un premier temps géré au RMD, ce qui correspond à la gestion actuelle des stocks dans la PCP. Cette gestion, vise la mortalité par pêche qui fournirait le RMD pour le diagramme d'exploitation actuel (F_{RMD} estimé par le CIEM en 2020). Elle est incluse dans le modèle de la manière suivante :

$$F_{target} = \begin{cases} 0 & , if B < B_{lim} \\ F_{RMD} * \frac{B}{B_{trigger}} & , if B < B_{trigger} \\ F_{RMD} & , if B \geq B_{trigger} \end{cases} \quad (2)$$

➤ Gestion à des seuils de biomasses relatives.

Les modifications d'engins diminuant les impacts de la pêche, leur objectif est testé de manière conjointe à de nouveaux scénarios de gestion, définies par une cible de biomasse, soit :

$$TAC_{y+1} = \begin{cases} 0 & , if B_{y-1} < B_{trigger} \\ Catch_{B_{target}} * \frac{B_{y-1}}{B_{target}} & , if B_{trigger} < B_{y-1} \end{cases} \quad (3)$$

Où B_{target} est le pourcentage de la biomasse à l'état vierge considéré comme cible de gestion. $B_{trigger}$ est le seuil de biomasse associé actuellement à chacun des stocks comme précaution avant le déclenchement de mesures spécifiques de gestion (CIEM, 2020a). Les captures associées en théorie aux biomasses cibles ($Catch_{B_{target}}$) sont estimés sur les courbes d'équilibres des captures et des biomasses en fonction de l'effort de pêche. Cette cible de capture pour un stock, est censé permettre de maintenir le niveau de biomasse associé sur du long-terme. Les cibles de biomasse B_{target} testées sont de 30% à 60% avec un pas de 5%. Le TAC est donc corrigé tous les ans d'un facteur supposé tendre vers 1.

L'objectif de ce scénario de gestion, plutôt que de viser une certaine mortalité par pêche, est d'assurer un minimum de biomasse dans l'écosystème, afin de permettre au stock de contribuer aussi « normalement » que possible au fonctionnement de l'écosystème et d'assurer ainsi la résilience de celui-ci. A ce stade, la réelle cible requise pour chaque stock reste inconnue et l'objectif des simulations est donc principalement de tester l'approche en analysant les conséquences de différentes cibles, et notamment de cibles plus précautionneuses que l'actuelle gestion au RMD.

➤ Résumé des simulations effectuées.

Deux modèles d'effort seront testés :

Table 4 : Résumé des simulations effectuées.

Dynamique de flottille	Règle de gestion	Engins implémentés
Effort fixe (multiplicateur d'effort de 0 à 2, pas de 0.05)	-	Actuel
		Intermédiaire
		Maximal
SMFB et réallocation des quotas	Gestion au RMD	Actuel
		Intermédiaire
		Maximal
	Gestion avec des Biomasses relatives cibles	Actuel
		Intermédiaire
		Maximal

Le premier modèle d'effort permet d'évaluer directement l'impact théorique des engins pour une même unité d'effort des engins de pêche. Et ainsi évaluer comment les engins impactent les stocks, et les diagrammes d'exploitations.

Puis, après avoir compris comment ces engins impactent la pêche en mer du Nord indépendamment de l'effort, un modèle de comportement de flottille est ajouté. Ceci permet d'évaluer directement quels pourraient être les « réels » avantages pour chaque flottille à utiliser des engins de pêche différents. L'évaluation des différentes règles de gestion permet de justifier ou non l'importance modifier à la fois sur les règles de gestion actuelles et les engins de pêche.

3.5 Evaluation des scénarios de gestion.

➤ Impact sur les populations exploitées

L'évaluation de l'impact sur les populations est conduite à l'aide de différentes métriques : des grandeurs globales, reflétant une évolution globale, et des indicateurs « structuraux » reflétant l'évolution des structures de populations, et donc l'évolution de la pression de pêche sur les populations. Les indicateurs globaux des stocks qui sont observés sont les biomasses totales et les biomasses fécondes (SSB).

Modifier les engins modifie le diagramme d'exploitation. Les indicateurs de structure en âge des populations sont donc importants. En effet l'impact de la pêche peut se voir notamment via la réduction de l'abondance aux classes d'âges, et du nombre de classes d'âges d'une population (Berkeley et al., 2004). L'âge moyen du stock (t_{mean}) est un indicateur incontournable et sera utilisé :

$$t_{mean} = \frac{\sum_a a \cdot N_a}{N_{tot}} \quad (4)$$

Le potentiel reproducteur d'un stock est également important, et dépend de la structure de la population. L'âge moyen de reproduction peut être un facteur permettant des stocks résistants (Hidalgo et al., 2011). Il s'exprime comme suit :

$$sp. mean. age_y = \frac{\sum_{a=1}^A a \cdot Mat_{y,a} \cdot N_{y,a}}{\sum_{a=1}^A Mat_{y,a} \cdot N_{y,a}} \quad (5)$$

L'abondance utilisée dans l'âge moyen reproducteur est l'abondance de chaque classe d'âge en début d'année. L'intérêt est de comparer cet indicateur dans différents scénarios.

➤ Evaluation de l'impact sur les captures

La modification des engins de pêche impacte le volume global des captures par flottilles (débarquements et rejets), mais également la composition spécifique de ces captures, à savoir la proportion de chaque espèce dans les captures de chaque flottille ou engin.

Outre ces indicateurs globaux, une attention particulière est portée à la structure démographique des captures. Le modèle de simulation étant exprimé en âge, les valeurs de gestion définies en taille sont converties en âges via la formule de von Bertalanffy. Le fait de travailler en âge permet de comparer d'une part les âges moyens des débarquements (t_{mean}) aux âges optimums de capture (t_{opt}), et d'autre part, les âges de première capture actuels (t_{c50}) soit aux âges correspondant aux « Minimum Conservation Reference sizes » (t_{MCRs}) telles que définies par la réglementation européenne, soit aux âges médians de maturités (t_{m50}), soit enfin aux âges optimums de première capture ($t_{c opt}$). L'âge de première capture actuel (t_{c50}) est estimé d'après les mortalités aux âges des différents stocks, sur lesquelles est ajusté une courbe sigmoïde dont le point d'inflexion est conventionnellement pris comme estimateur de l'âge de première capture (Beverton and Holt, 1957). L'âge de première capture optimal, noté $t_{c opt}$, permet de capturer les poissons à un âge moyen $t_{mean} = t_{opt}$, et ainsi de maximiser le rendement par recrue et donc les captures à l'équilibre, pour une mortalité par pêche donnée. Il est calculé de la manière suivante (Froese et al., 2016):

$$t_{c opt} = \frac{\ln\left(\frac{(F+M)(3K+M)}{M(F+K+M)}\right)}{K} + t_0 \quad (6)$$

Les mortalités par pêche (F) correspondent au Fbar du stock en question, les mortalités naturelles (M) correspondent à celles de l'évaluation de stock réalisées par le CIEM en 2019. Les paramètres de croissance K et t_0 proviennent des données de Fishbase, pour les stocks correspondants.

Enfin, on utilise ici des indicateurs plus synthétiques proposés par Dewals et Gascuel (2020) afin de mesurer l'atteinte d'un objectif de minimisation de l'impact d'une flottille sur les stocks exploités :

Table 5 : Indicateurs caractérisant l'impact des flottilles (Dewals and Gascuel, 2020).

Indicateur	Formule	Intérêt
Indicateur d'âge de première capture	$Ind_{t50} = \frac{\sum_i (Y_i \times t_{50} / t_{c\ opt})}{\sum_i Y_i}$	Caractérise l'optimisation des captures d'une flottille.
Indicateur des mortalités par pêche de recrues	$Ind_{Frec} = 1 - \frac{\sum_i (Y_i \times F_{rec,i} / F_{bar,i})}{\sum_i Y_i}$	Caractérise l'impact d'une flottille sur les recrues
Indicateur de l'impact sur les biomasses	$Ind_{B/B_v} = \frac{\sum_i ((B/R)_{cur,i} / (B/R)_{v,i})}{\sum_i Y_i}$	Caractérise « l'impact » d'une flottille sur les stocks.

➤ Evaluation de l'impact sur l'écosystème

Pour adopter une vision un peu plus écosystémique de l'impact de la pêche, les indicateurs trophiques sont également utilisés (Shannon et al., 2014). L'indicateur utilisé est le niveau trophique moyen de chacun des différents stocks, calculé de la manière suivante :

$$MTL = \frac{\sum B_a \times TL_a}{B_{tot}} \quad (7)$$

Avec TL_a et B_a le niveau trophique et la biomasse à l'âge a . Le niveau trophique aux âges est calculé selon la formule suivante (Jennings et al., 2002):

$$TL_a = a + b \times \log_2(Weight_a) \quad (8)$$

Les biomasses aux âges sont déduites des poids aux âges supposés constants dans les simulations. Les paramètres a et b sont issus de l'analyse de Jennings et al. (2002) (Table 6). Plus globalement, les gains dans l'écosystème sont estimés via l'observation de spectres de biomasses estimés pour le cumul de l'ensemble des stocks considérés. Cet outil permettant d'estimer les impacts de la pêche à une échelle plus écosystémique (Gascuel et al., 2005; Shannon et al., 2014). Les spectres de biomasses sont calculés de la même manière que dans le modèle EcoTroph (Gascuel et al., 2011b), avec l'application d'une fonction log-normal permettant de lisser la biomasse le long des niveaux trophiques.

Table 6 : Paramètres utilisé dans le calcul du niveau trophique des âges des stocks (Jennings et al., 2002)

Stock	a	b
Morue	4.35	0.1
Eglefin	4.07	0.06
Plie	5.47	-0.11
Lieu noir	2.51	0.16
Sole	3.77	0.15
Merlan	4.12	0.144
Plie cynoglosse	2.45	0.21

4. Résultats

4.1 Modèle d'effort fixe

4.1.1 Evaluation globale de l'impact sur les stocks

Les simulations à effort fixe permettent d'estimer les biomasses et captures à l'équilibre (au bout de trente années de simulations à effort fixe) pour chacun des trois scénarios de modifications des engins de pêche, et pour un effort de pêche correspondant à la situation actuelle (Figure 4).

➤ Biomasses

Pour tous les stocks, implémenter des engins plus sélectifs permet d'augmenter les biomasses (Figure 4). Les stocks qui bénéficient le plus de ces implémentations sont les stocks de sole, de morue et de plie cynoglosse. Tous stocks confondus, les biomasses sont augmentées en moyenne de 40% pour le scénario intermédiaire, et de 49% pour le scénario maximal.

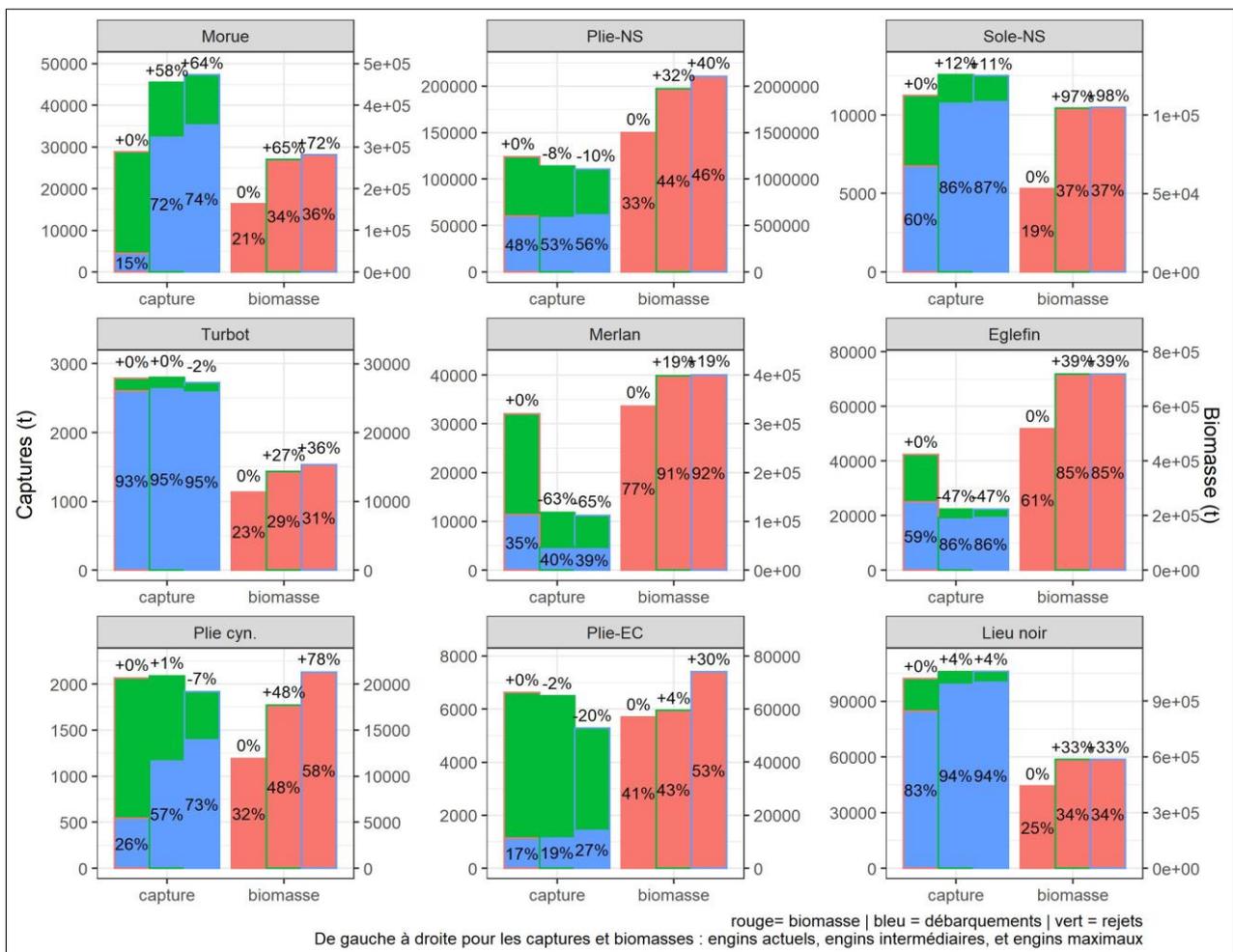


Figure 4 : Captures totales (divisées en débarquements et rejets) et biomasses neuves stocks étudiés, à l'équilibre. Les chiffres indiqués dans la partie basse de chaque histogramme correspondent aux pourcentages des captures qui sont débarquées et pourcentage de la biomasse du stock à l'état sans pêche. Ceux au-dessus traduisent les gains/pertes de capture totale et biomasse, par rapport au scénario « actuel ».

On passerait ainsi d'une biomasse actuelle qui représente en moyenne 36,7% de la biomasse théorique sans pêche, à des valeurs de 49,5 et 52,4% pour ces deux scénarios. Quant à la biomasse cumulée des 9 stocks, égale à 3 092 569 tonnes dans le scénario actuel, elle atteindrait 4 142 182 et 4 308 856 tonnes dans les scénarios d'augmentation des maillages.

Les stocks ne sont cependant pas identiques et certains y gagnent plus que d'autres. Ainsi, la biomasse du stock de sole est quasi-doublée dans le scénario intermédiaire (+97%), tandis que la biomasse de la plie de Manche-Est n'augmente que de 4%. Un élément d'explication est que le stock de plie se porte bien mieux que celui de sole (e.g. $SSB/MSY_{Btrigger}$ est inférieur à 1 pour la sole et supérieur à 1 pour la plie en 2020 (CIEM, 2020d)). D'une manière générale, les gains en biomasses sont d'autant plus importants que la taille actuelle de capture est éloignée de la taille optimale (t_{opt}) (Annexe 3).

Les augmentations de biomasses du stock de sole sont semblables dans les scénarios intermédiaire et maximal (97 et 98%). La raison est que la sole est très peu pêchée par le TR2 qui est le seul engin modifié entre ces deux scénarios. Il en va de même pour le stock de lieu noir dont les gains sont identiques dans les deux scénarios de changement des engins (+33%). C'est également vrai, mais dans une moindre mesure pour le stock de morue (+65% et +72% pour les deux scénarios). Pour les stocks d'églefin et de merlan, ils ne sont presque plus pêchés à cause des modifications d'engins, les rétentions sont fortement diminuées pour les deux engins qui les capturent le plus (TR1 et TR2). Donc les gains d'églefin et de merlan dans les deux scénarios sont équivalents.

A l'inverse, le scénario maximal engendre des gains de biomasse très supérieurs au scénario intermédiaire pour la plie de Manche-Est, le turbot ou la plie cynoglosse, espèces fortement pêchées au chalut à perche (+32%, +36% et +78%, respectivement, contre +4%, +27% et +48%). Autrement dit, la différence entre le scénario intermédiaire et le scénario maximal se situe sur les engins TR2, qui sont censés moins impacter les gadidés en leur permettant de s'échapper avec le maillage de 140mm sur le dos du chalut, tout en pêchant les poissons plats.

Les stocks de plies ont des gains différents, la plie de Manche-Est ne gagne que 4% de biomasse dans le scénario intermédiaire contre 32% pour la plie de mer du nord. Les gains sont semblables dans le scénario maximal pour la plie de manche-est et celle de mer du nord (respectivement +30% et +40%). Le stock de turbot a des gains similaires à ceux de la plie de mer du nord (à 5% près). Le stock de plie cynoglosse est lui très impacté positivement par les modifications d'engins, ses biomasses augmentant fortement quels que soient les scénarios de modification d'engins.

Les différences de gains des deux stocks de plies proviennent du fait que la plie de manche-est est très peu pêchée par les TR1 (contrairement à la plie de mer du nord), et que la rétention du TR2 dans le scénario intermédiaire est proche de celle des engins actuels. Tandis que la rétention du TR2 dans le scénario maximal est celle du TR1 modifié, qui diminue fortement les capturabilités des plies.

A contrario, le stock de merlan est censé gagner « peu » de biomasse malgré la très forte réduction des captures. Cela est dû au souci que rencontre la dynamique de merlan sur du long-terme (Annexe 4).

La différence entre le scénario intermédiaire et le scénario maximal se situe sur les engins TR2, qui sont censés moins impacter les gadidés en leur permettant de s'échapper avec le maillage de 140mm sur le dos du chalut, tout en pêchant les poissons plats. De plus les stocks peu pêchés par les TR2 auront peu de différences dans les biomasses et les captures entre

le scénario intermédiaire et le scénario maximal. C'est ce qui explique le peu de différence entre les deux scénarios pour le lieu noir, l'églefin, et dans une moindre mesure la morue.

➤ Captures et débarquements

Pour les stocks de plie, plie cynoglosse et turbot, les captures totales sont plus faibles avec le scénario maximal qu'avec les engins actuels (-2 à -20% ; Figure 4). Pour tous ces stocks de poissons plats, le scénario intermédiaire permet de limiter les pertes (-0 à -8%), voire d'augmenter très légèrement les captures totales (e.g. +1% pour la plie cynoglosse). Et surtout, quel que soit le scénario d'augmentation du maillage, les débarquements (ou captures dites « désirées », car supérieures à la taille réglementaire) reste stables (plie de mer du Nord et Turbot), voire augmentent très significativement (plie de Manche-Est et plie cynoglosse). Les pertes concernent donc exclusivement les captures « non-désirées » (rejets).

Pour les stocks de morue, de sole et de lieu, l'évolution est encore plus positive et les captures totales augmentent avec le maillage. L'augmentation est particulièrement forte pour la morue (+60%), voire spectaculaire quand on s'intéresse aux seuls débarquements (+690% dans le scénario maximal, soit de 4 500 à 35 000 tonnes). Ces débarquements très élevés correspondent presque à ceux observés de nos jours (38 700 t en 2017), mais l'effort actuel conduit à l'équilibre à de très faibles débarquements (4 500t).

Plus généralement, lorsqu'on s'intéresse aux seuls débarquements, le scénario maximal est toujours celui qui représente les débarquements les plus forts. Seuls font exception les stocks de merlan et d'églefin, bien moins pêchés avec les nouveaux engins de pêche (environ -47% de captures pour l'églefin et -65% pour le merlan). La baisse est cependant moins forte, en termes de débarquement (-23 et -61%, respectivement). Cette évolution traduit le fait que l'âge actuelle de première capture de ces deux espèces est d'ores et déjà supérieur à l'âge optimal de première capture, mais également des problèmes d'estimation des valeurs de référence actuel (cf. analyse détaillée en annexe 4).

A l'échelle globale, modifier les engins de pêche, en augmentant les mailles et en mettant en place des engins plus sélectifs (avec des mailles plus grandes, ici augmentées de 40mm) impacte donc fortement les captures. En valeur moyenne pour les 9 stocks étudiés, une si grande augmentation du maillage conduit à une diminution des captures (-8% et de 352 à 320 kt au total, pour le scénario maximal). Le scénario intermédiaire réduit les pertes (-5% en moyenne). Cette diminution des captures bénéficie aux stocks, puisque qu'elle traduit une baisse globale de la mortalité par pêche. Pour autant, elle n'est pas néfaste pour les flottilles, puisqu'en réalité, elle s'accompagne d'une forte hausse des débarquements (+84% en moyenne pour les 9 stocks concernés et de 196 à 233 kt au total).

4.1.2 Evaluation de l'impact sur l'exploitation des stocks

Les courbes de captures et biomasses à l'équilibre, en valeurs cumulées pour les 9 stocks étudiés permettent d'estimer les points de référence MMSY (multi-species maximum sustainable yield) susceptibles d'être utilisés comme référence de gestion pour les stocks d'intérêt, et les biomasses totales associées (Figure 5). On notera que ces courbes présentent des points de rupture qui traduisent l'atteinte des biomasses limites dans les relations stock/recrutement des différents stocks, et sont donc un artefact de modélisation. Quel que soit l'effort de pêche, les biomasses totales des stocks étudiés augmentent avec le maillage.

Les courbes d'équilibre montrent que l'état actuel de l'exploitation des 9 stocks est proche de la maximisation des captures cumulées ($mE_{RMD}=1,05$).

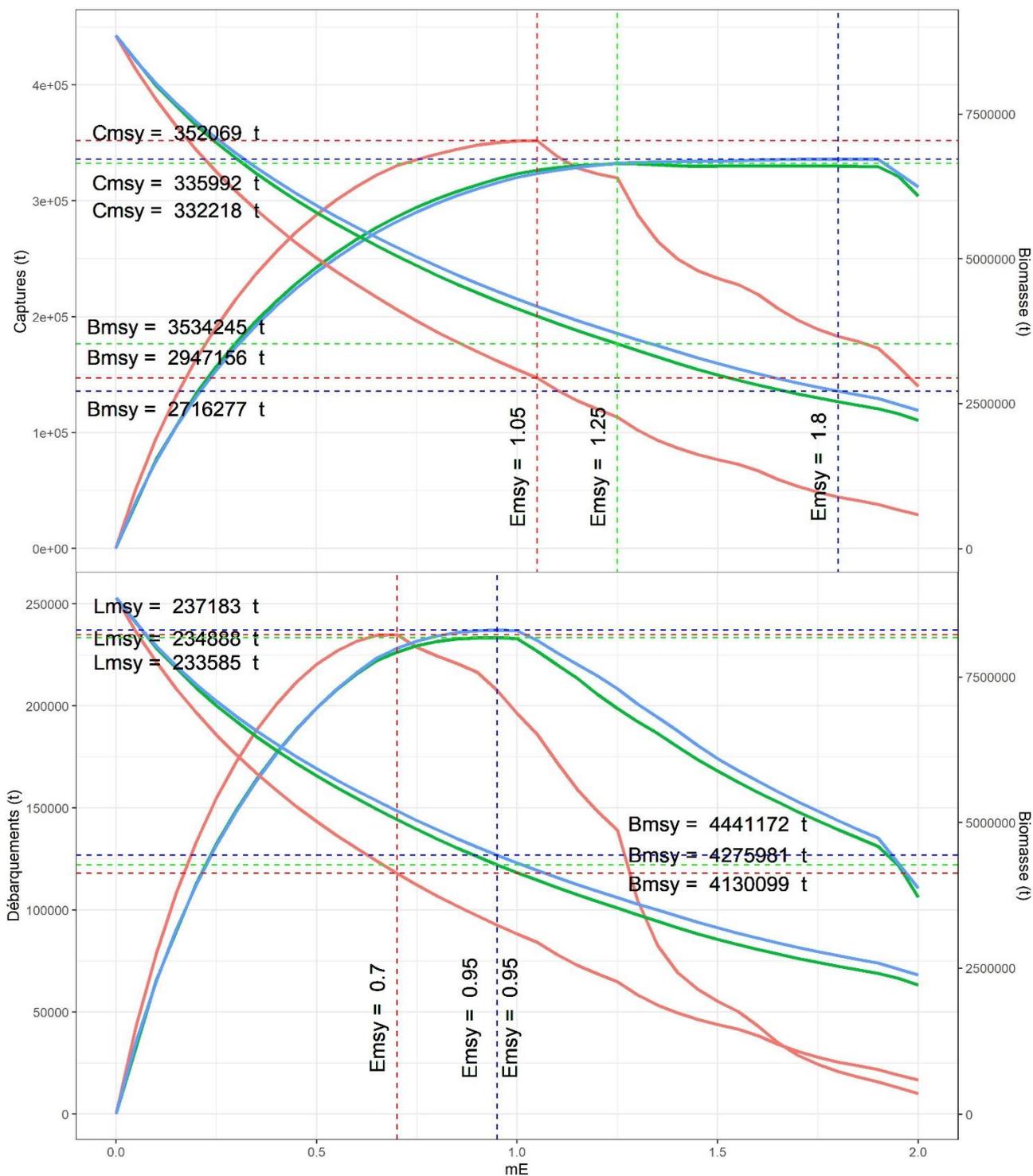


Figure 5 : Courbe d'équilibre des biomasses, et des captures totales (haut) ou des débarquements (bas) totaux des neuf stocks étudiés, en fonction de l'effort de pêche (exprimé en multiplicateur de l'effort actuel) et pour les 3 scenarios de maillage (rouge=actuel, vert=intermédiaire, bleu=maximale)

L'effort de maximisation mE_{RMD} (ici grossièrement plurispécifique, par simple cumul des captures par stock), est radicalement modifié lorsque les maillages sont augmentés. Il est quasiment doublé pour le scénario maximal, avec des captures au RMD qui diminuent de 20kt, comparativement au scénario actuel. Les stocks étant soumis à des efforts de pêche beaucoup plus importants, les biomasses associées à ce nouveau point de référence sont également diminuées. Pour le scénario intermédiaire, l'effort de maximisation est sensiblement plus faible ($mE_{RMD}=1,25$). Les captures diminuent néanmoins du même ordre de grandeur que pour le scénario maximal, mais la biomasse associée à ce scénario est bien supérieure celle du scénario actuel (+19,9 %).

On note que dans les deux scénarios d'augmentation des maillages les courbes de captures sont très plates et le maximum peu marqué. Dès lors, se fixer pour objectif la maximisation des captures conduit à augmenter les coûts liés à l'effort de pêche, pour des gains de capture très faible, et n'a donc pas d'intérêt halieutique. Ces résultats suggèrent ainsi que l'augmentation des maillages devraient aller de pair avec une remise en cause de l'objectif du rendement maximum durable. Dans le cas présent, le maintien de cet objectif RMD avec les maillages les plus grand conduirait simultanément à des captures plus faibles et un impact plus important.

Le raisonnement change sensiblement lorsqu'on s'intéresse aux seuls débarquements. Dans le scénario actuel, l'effort maximisant les débarquements cumulés des 9 stocks est de 0,7. Autrement dit, les stocks étudiés sont globalement surexploités du point de vue des débarquements. Ce constat justifierait une diminution très forte de l'effort de pêche, ce qui aurait inévitablement des conséquences négatives pour certaines flottilles. A contrario, la maximisation des débarquements avec des maillages augmentés conduirait ici à un effort proche du status quo ($mE_{RMD}=0,95$), à des débarquements un peu plus élevés (RMD cumulé de 233 à 237 kt pour les scénarios actuel et maximal) et un impact plus faible (biomasse totale de 39 et 4 441 kt, respectivement).

Plus généralement, les courbes de débarquements à l'équilibre mettent en évidence l'intérêt d'un scénario de maintien de l'effort actuel (status quo) avec augmentation du maillage. Les débarquements passent alors de 196 à 233 kt pour le scénario intermédiaire, et à 237 kt pour le scénario de maximisation. La biomasse totale étant respectivement de 3 092, 4 131 et 4 309 kt. On pourrait ainsi débarquer jusqu'à 40 kt de plus, en laissant plus d'un million de tonnes supplémentaires dans l'eau. La biomasse totale atteindrait alors 48% de la biomasse sans pêche (contre 33% avec le scénario actuel).

La réduction de l'impact serait encore plus forte si on admettait un simple maintien des débarquements cumulés (à 196 kt). Pour les deux scénarios de maillages augmentés, ce résultat serait obtenu avec une forte réduction de l'effort de pêche ($mE=0,5$). Comparativement au status quo, il conduirait à une biomasse totale approximativement multipliée par deux (5 801 et 5 923 kt, soit 65 et 67% de la biomasse sans pêche pour les scénarios intermédiaire et maximal). Dans le même temps, les captures non-désirées seraient drastiquement diminuées. C'est l'idée de la modification des engins de pêche, où l'on pêche plus vieux, on rejette moins, on débarque les mêmes quantités tout en laissant beaucoup plus de biomasse dans l'eau.

La même analyse peut être désagrégée stock par stock (Annexe 5). A priori, excepté pour la plie de Manche-Est, le RMD augmente avec le maillage pour tous les stocks. Seul font à nouveau exception le merlan et l'églefin dont le cas un peu particulier est détaillé en annexe 4. Cette analyse confirme également que des gains de biomasses importants peuvent être obtenus en maintenant les débarquements actuels. Ces gains sont particulièrement spectaculaires pour la morue et pour la sole (respectivement +164% et +200%).

4.1.3 Evolution des structures de populations

➤ Indicateurs en âge

L'augmentation des maillages à effort de pêche constant conduit à une augmentation de 4 à 18 mois de l'âge moyen reproducteur de chacun des stocks (Figure 6). Le gain est ainsi de presque 10 mois pour la morue, de 8 mois pour l'églefin, ou encore de 4 pour le lieu noir. Excepté pour la plie de manche-est les gains sur cet indicateur sont les mêmes dans les deux scénarios de modification des engins de pêche. Les stocks vieillissent, comportent plus de classes d'âge reproductrices et se portent mieux. L'augmentation de l'âge moyen reproducteur (eq. 5° au §3.3) s'accompagne en particulier d'une augmentation de l'abondance des individus matures dans chacun des stocks (+15%, en moyenne des 9 stocks).

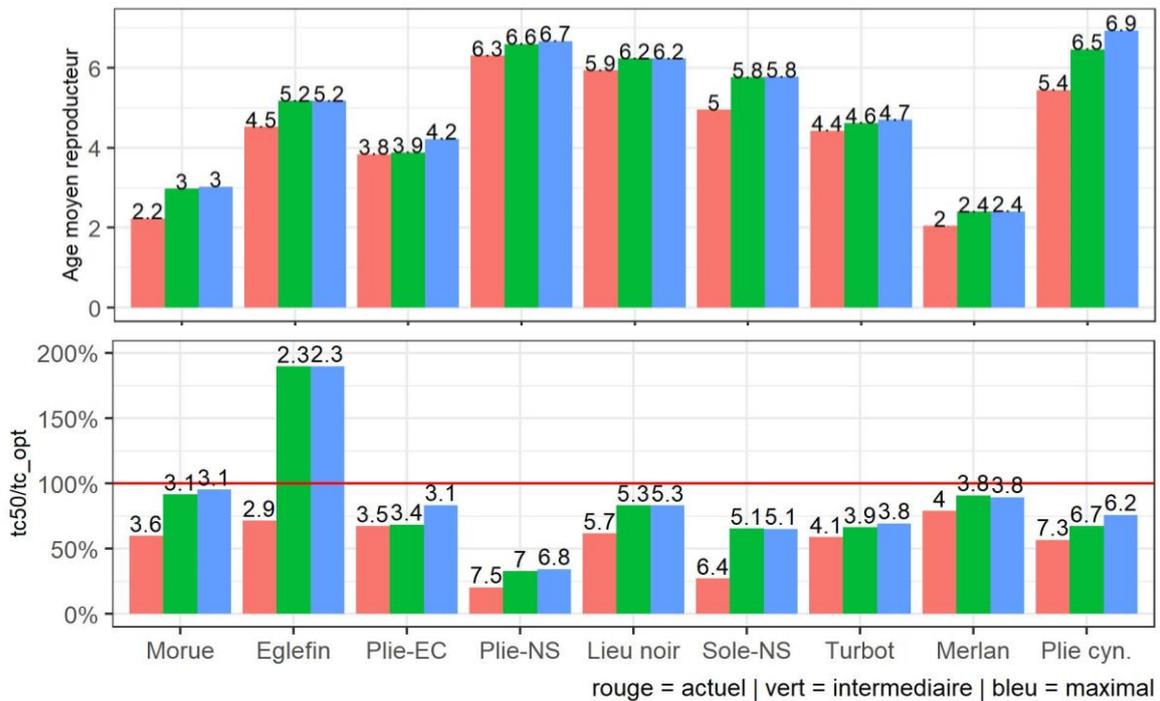


Figure 6 : Impact des modifications d'engins de pêche sur les indicateurs en âge : âge moyen reproducteur et ratio âge de première capture/âge optimal de première capture (les chiffres au-dessus des histogrammes du bas représentent l'âge de première capture)

Le stock qui gagne le plus est le stock de plie cynoglosse, son âge moyen reproducteur vaut 5,4 ans dans le scénario actuel, et atteindrait 6,9 ans dans le scénario maximal. La biomasse des géniteurs est ici multipliée par presque 3.

Excepté pour le cas de l'églefin, l'exploitation des stocks tendrait vers une optimisation du diagramme d'exploitation. Globalement les t_{c50} augmentent pour tous les stocks, d'environ un an pour la morue, l'églefin, la plie-NS, le lieu noir, et la sole-NS. Cette augmentation est moindre pour les autres stocks. Parallèlement à cela, le $t_{c_{opt}}$ diminue (Annexe 6). En effet, il dépend de la mortalité par pêche moyenne (F_{bar}), laquelle diminue quand on protège les classes d'âge jeunes. Cela implique que l'on peut alors commencer à pêcher plus jeune pour atteindre le t_{opt} . La diminution du $t_{c_{opt}}$ et l'augmentation conjointe du t_{c50} permet, par exemple pour la morue, de presque atteindre le $t_{c_{opt}}$ dans le scénario maximal.

➤ Evolution détaillée de 3 stocks (exemples de la plie EC, morue et sole-NS)

L'analyse des changements de structure démographique, ici représentée pour 3 stocks (Figure 7), permet de mieux comprendre et compléter les résultats précédents.

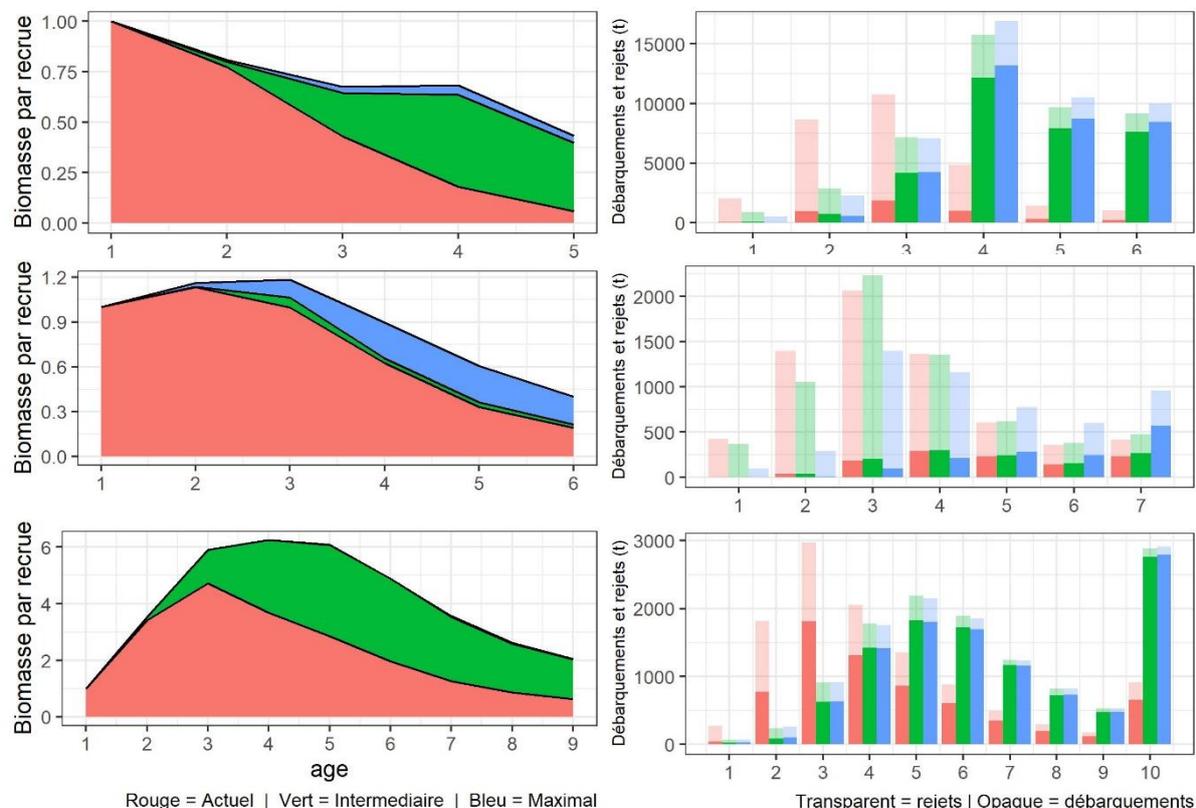


Figure 7 : Impact des changements de maillages sur les structures démographiques des biomasses et des captures de 3 stocks exemples, la morue (haut), la plie EC (centre) et la sole NS (bas) : à gauche, les biomasses par âge exprimées en g/recrue ; à droite les débarquements et rejets (grisés) exprimés en tonnes.

Le cas de la morue illustre bien la diminution de l'impact liée à l'augmentation des maillages, les engins actuels ayant ici un effet de troncature de la population plus fort que les nouveaux engins de pêche. On triple presque la population à l'âge 4 pour les deux scénarios, et on augmente énormément l'abondance à l'âge 5 (l'âge 6 étant un groupe plus, il est ici retiré volontairement du graphique). Cette évolution observée dans le stock induit des changements encore plus spectaculaires dans les captures, avec des débarquements multipliés par 10 pour les morues âgées de 4 ans ou plus, et avec une réduction drastique des rejets, en particulier ceux des âges jeunes (notamment les hors taille). A l'inverse, on note un maintien d'un volume limité de rejets pour les classes d'âge élevées, qui traduit les phénomènes de dépassement des quotas par certaines flottilles de pêche. Cela est un artéfact du modèle FLBEIA. Les matrices de rejets calculés à partir des sorties d'évaluation de stock, sont les mêmes lorsque les engins sont modifiés. La proportion de rejet aux âges, au cours de l'évaluation, est la même que celle de 2018.

Les résultats concernant la plie de Manche-Est montrent que pour ce stock, pêché principalement par les BT2 et les TR2, le scénario max est celui qui permettra une meilleure diminution de l'impact sur les différentes classes d'âges. De même, l'accroissement des débarquements est surtout sensible dans le scénario maximal. On débarquera alors deux fois

plus de plies d'âge 7 que dans le scénario actuel ou intermédiaire. Les rejets ne sont diminués ici que sur les jeunes classes d'âges.

Concernant enfin la sole-NS, les gains en biomasses sont les mêmes pour les deux scénarios de modification d'engins. Il en va de même pour les rejets et débarquements. L'abondance des poissons d'âge 4 ou plus est ici multipliée par 2 ou 3, Les rejets et débarquements des âges 1 à 3 sont fortement diminués, mais les captures associées aux groupes d'âges plus sont bien plus élevées.

4.1.4 Evolution des indicateurs écosystémiques :

Les indicateurs de niveaux trophiques (Table 7) sont à prendre avec précaution, car le modèle ne comprend aucune interaction entre les stocks (pas de changement des matrices de régime alimentaire avec l'abondance des proies et des mortalités naturelles supposées constantes).

Table 7 : Niveaux trophiques moyens des stocks dans les trois scénarios de modification d'engins de pêche.

Scénario	Morue	Eglefin	Plie-EC	Plie-NS	Lieu	Sole-NS	Merlan	Plie cyn.
Actuel	5.32	4.55	4.61	4.55	4.24	4.87	4.92	4.02
Intermédiaire	5.42	4.58	4.61	4.54	4.27	4.92	4.99	4.10
Maximal	5.43	4.58	4.59	4.54	4.27	4.92	4.99	4.13

L'évolution des niveaux trophiques moyens des différents stocks est ici liée aux changements des structures démographiques et est d'autant plus forte que l'abondance des classes d'âges vieilles augmente. La plie cynoglosse est celle qui bénéficie le plus des modifications d'engins entre terme d'âge de population (cf. âge moyen reproducteur) et son niveau trophique moyen augmente donc plus fortement que celui des autres stocks. C'est également le cas de la morue, pour laquelle le niveau trophique augmente de 0.1 dans le scénario maximal et intermédiaire.

Si on agrège les biomasses des 9 stocks sous la forme d'un spectre trophique (Annexe 7), on observe que les gains d'abondance s'opèrent à tous les niveaux trophiques. Et en termes de dispersion, les hauts-niveaux trophiques y gagnent plus que les bas, les espèces avec un haut niveau trophique (morue) bénéficiant plus fortement des gains de biomasses. In fine, le changement du niveau trophique moyen des 9 stocks étudiés reste très faible (de 4,59 à 4,62 pour la biomasse agrégée). En revanche, ces stocks représentent l'essentiel des biomasses de l'écosystème de niveau trophique supérieur à 4. Leur augmentation globale d'abondance traduit dès lors un changement écosystémique non négligeable. L'augmentation des maillages se traduit ainsi par un accroissement important de l'abondance des prédateurs dans l'écosystème.

4.1.5 Evolution des captures par engins et par flottille

➤ Evolution par engin

Lorsque le maillage augmente, tous les engins non-concernés par cette modification des engins de pêche voient leurs débarquements fortement augmenter (Figure 8). Dès le scénario intermédiaire, les gains atteignent +27% pour les chaluts à perche (BT1), +73% pour les filets maillants (GN1) et plus de 100% pour les filets trémails (GT1) et palangriers (LL1) (détail des codes d'engins en annexe 2).

Les engins concernés par les modifications n'ont pas du tout les mêmes gains dans les trois scénarios. Les chaluts à perche (BT2) ont un gain de débarquement de 8 000 à 10 000 t, ce

qui représente une augmentation de plus de 33% par rapport au scénario actuel. Les TR1 perdent plus de 10 kt de débarquements dans les deux scénarios (intermédiaire et maximal), et perdent plus dans le scénario intermédiaire en raison de l'impact des TR2. Enfin, ces TR2 augmentent légèrement leurs débarquements (+100t) dans le scénario intermédiaire, mais voient leurs débarquements diminuer presque de moitié dans le scénario maximal.

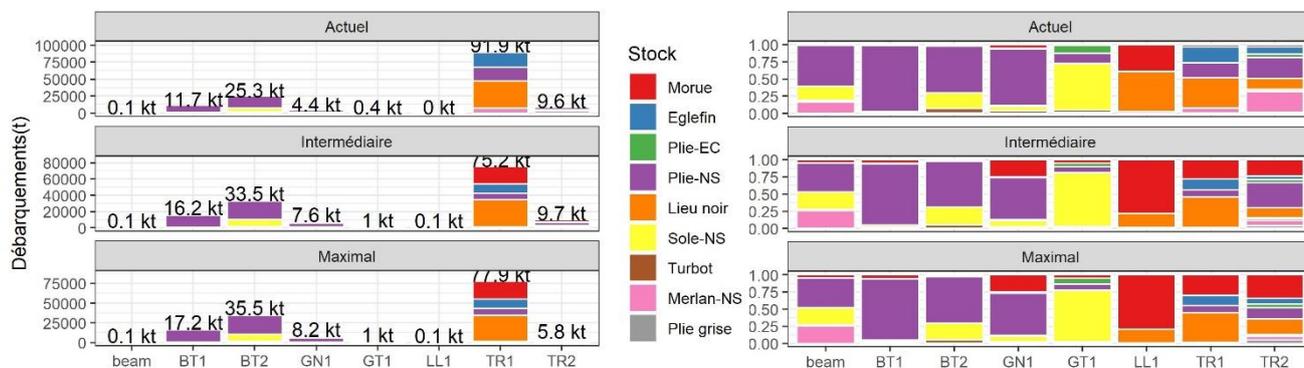


Figure 8 : Evolution des débarquements (gauche, en tonnes), et des compositions spécifiques (à droite) des débarquements par engin, dans les trois scénarios.

Le scénario maximal apparaît ainsi comme celui qui induit les débarquements les plus élevés, mais au prix de pertes importantes pour tous les chalutiers (TR1 et TR2). A contrario, le scénario intermédiaire préserve les TR2 et bénéficie donc à tous les engins, à la seule exception des TR1.

Ces modifications du volume des débarquements s'accompagnent d'un changement des compositions spécifiques. Les GN1 (filets maillants) et les LL1 (palangres) voient en particulier la proportion de morues capturées fortement augmenter, atteignant quasiment 25% de leurs débarquements pour les GN1. Cet effet, est moins visible mais existe également pour les BT1 et BT2 (chaluts à perche), ainsi que pour les TR1 et TR2. Comme vu précédemment le scénario maximal produira les débarquements les plus élevés, mais il implique une forte diminution des débarquements des TR2.

➤ Evolution par flottille

Les gains ou pertes de débarquements, par rapport au scénario actuel, sont estimés en valeur relative pour les 18 flottilles qui débarquent le plus dans les deux scénarios d'augmentation de la sélectivité (Annexe 8). Globalement, tout le monde perd au moment de l'implémentation des nouveaux engins de pêche. La perte reste limitée (<20%) pour 7 des 18 flottilles considérées, mais dépasse 50% pour 6 autres. Ceux qui perdent le plus à court terme, perdent également dans une situation long terme d'équilibre, mais dans des proportions généralement beaucoup plus faibles. Et surtout, à long terme, la majorité des flottilles voient leurs débarquements augmenter, souvent dans des proportions importantes. En sommant sur toutes les flottilles par pays, tous les pays perdent en débarquements à court terme, mais gagnent à long terme (Annexe 8). On note enfin que les gains en débarquement débutent entre 2020 et 2025, selon les flottilles. Après 6 années de simulations, toutes les flottilles qui gagnent à long terme sont déjà gagnantes.

4.2 Modèle d'effort dynamique

La prise en compte d'un modèle d'effort dynamique vise à traduire le comportement des flottilles, qui s'arrêtent en principe de pêcher lorsqu'elles ont atteint leurs quotas, et à simuler ainsi des trajectoires pluriannuelles plus réalistes. Deux types de comportement ont été

envisagés : la restriction dite « min » (cf. § 3.3) dont les résultats jugés peu réalistes sont présentés en annexe 9 (avec la règle de gestion au RMD), et le modèle avec réallocation entre les flottilles des quotas non-consommés, dont les résultats sont présentés ici.

Pour chaque scénario de maillage, deux catégories de règles de gestion (HCR) sont en outre explorées : la gestion au RMD dans laquelle les quotas sont estimés chaque année en fonction de l'état du stock et pour une mortalité par pêche égale au F_{RMD} actuel, et la gestion par seuil de biomasse dans laquelle les quotas sont déterminés en fonction d'une cible de biomasse prédéterminée. Dans ce dernier cas, on teste ici des cibles de 30 à 60% de la biomasse sans pêche, par pas de 5%.

4.2.1 Résultats globaux des différentes stratégies de gestion.

Les simulations à l'équilibre montrent que les modèles de comportement des flottilles utilisés ne permettent pas d'atteindre la cible de gestion visée. La restriction 'min' sans réallocation des quotas (Annexe 9) entraîne des débarquements très faibles, liés à une pression de pêche très inférieure à la cible RMD. Chaque flottille arrête ici son activité dès qu'elle a atteint son quota sur une espèce, ce qui entraîne in fine une sous-consommation généralisée et très importante de tous les quotas de pêche. Le faible réalisme d'un tel résultat suggère que les flottilles possèdent à contrario de réelles capacités d'adaptation, et justifie donc a posteriori le modèle avec réallocation des quotas.

Cette réallocation des quotas, telle que nous l'avons implémentée, permet en effet d'obtenir des débarquements ou biomasses à l'équilibre qui sont plus élevés et donc plus proches de la cible visée, qu'avec le modèle « min ». Même ici, le pêche s'arrête lorsque le quota de l'une des espèces a été atteint par l'ensemble des flottilles, ce qui conduit à une sous-consommation du quota des autres espèces (Annexe 10). Ce constat s'applique aux trois scénarios de modifications des maillages. Ainsi, en valeur moyenne sur les 9 stocks, la gestion au RMD avec réallocation annuelle des quotas permet d'atteindre in fine 92% du F_{RMD} actuel avec les maillages actuels, et seulement 73% à 75% du F_{RMD} actuel lorsque le maillage est augmenté (Figure 9). Dans ce dernier cas, les valeurs faibles obtenues découlent cependant aussi des baisses de mortalités des âges jeunes. De la même manière, les cibles de biomasses ne sont pas atteintes, en raison d'un arrêt prématuré de l'activité de pêche, dès qu'un quota est atteint. Il s'ensuit une pression de pêche plus faible et une biomasse plus élevée que ce qui était initialement visé. Ainsi, lorsque l'on vise 30% de biomasse relative, on obtient en moyenne 57% de biomasse relative avec les engins actuels, 61% avec les engins intermédiaires et 62% avec les engins maximaux.

Indépendamment des problèmes d'atteinte de la cible initialement visée, et pour chacun des modèles d'effort envisagé (status quo, RMD ou B_{cible}), les débarquements les plus élevés sont associés aux engins les plus sélectifs. Ceux-ci permettent dans le même temps d'augmenter les biomasses, avec des résultats proches pour les deux scénarios intermédiaire et maximal. Comparativement au maintien de l'effort actuel, la gestion au RMD semble permettre une augmentation des captures, tandis que la gestion basée sur des cibles de biomasse conduit à des captures relativement stables mais avec des biomasses plus importantes. Ces deux stratégies de gestion et leurs conséquences sont analysées plus en détail dans les paragraphes qui suivent.

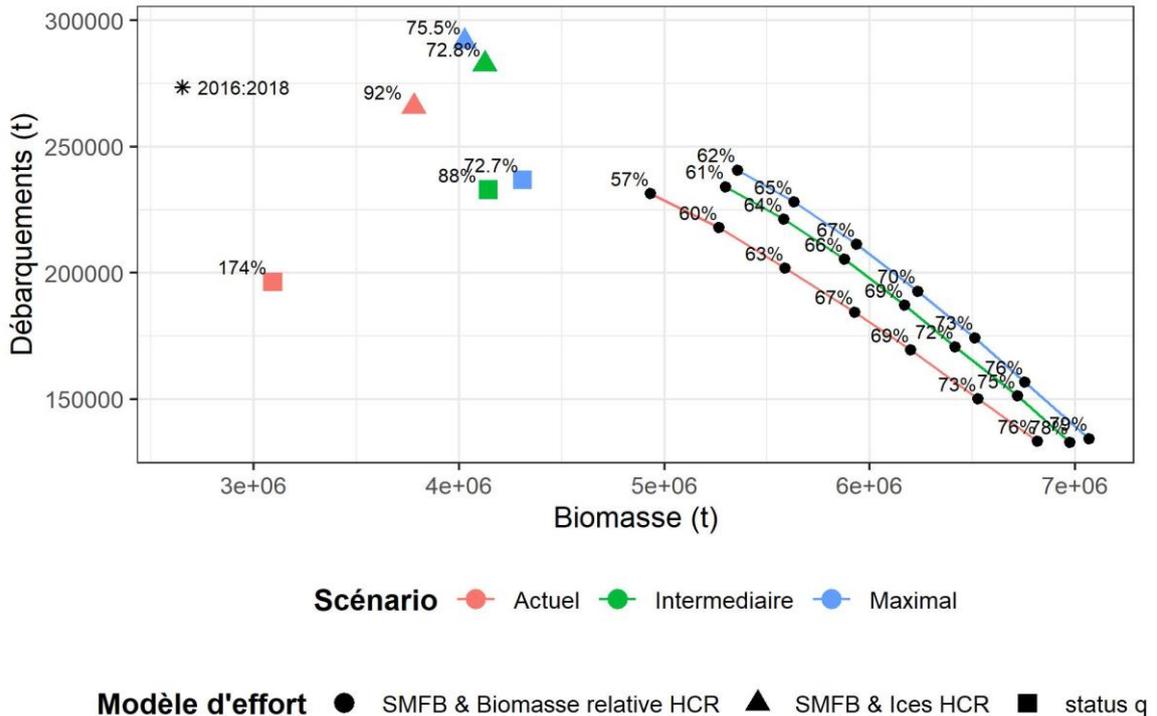


Figure 9 : Biomasses et débarquements totaux (cumul des 9 stocks) à l'équilibre pour les différents modèles d'effort simulés. Le point noté « 2016 / 2018 » correspond à la situation moyenne des trois années avant simulation. Les pourcentages associés à chaque point correspondent à l'atteinte de la cible de gestion (F/F_{RMD} moyen ou Biomasse relative moyenne sur les 9 stocks).

4.2.2 Evaluation de la gestion au RMD.

➤ Impact sur les biomasses et captures des différents stocks

Les engins de pêches plus sélectifs entraînent pour certains stocks un gain en capture et des changements significatifs de biomasse (Figure 10). Pour la morue et le lieu noir, les captures augmentent nettement (+28% dans le scénario maximal pour la morue, et +10% pour le lieu noir) par rapport au scénario RMD sans modification d'engins.

Les stocks de morue et de lieu partent de loin. La gestion au RMD est accompagnée ici d'une réallocation et partage des quotas entre les flottilles. Et ces règles de gestions permettent des biomasses supérieures aux biomasses observées en 2018 pour tous les stocks (ligne pointillée sur la figure 10), à l'exception du stock de turbot.

Pour la sole, une gestion au RMD et des quotas réalloués permet de dépasser les niveaux de biomasse et de débarquement observés en 2018 sans modification d'engin. Si l'on rajoute à cela une modification des engins, les débarquements sont légèrement augmentés (et les rejets réduits), et la biomasse augmente plus fortement. Pour la sole, une augmentation de 24% en biomasse est observée dans le scénario intermédiaire par rapport au scénario 'engins actuels'. Comme observé avec le modèle d'effort fixe, les engins intermédiaires et maximaux impactent positivement et de la même manière le stock de sole. Ici, l'effort du scénario intermédiaire est moins élevé qu'avec le scénario maximal (Annexe 11), donc la biomasse du stock de sole sera plus élevée, et les débarquements moins importants.

Quel que soit l'engin de pêche, les débarquements de 2018 (non-équilibrés) ne sont plus observés à long-terme pour 5 des 9 stocks (font exception : la morue, la plie-NS, la sole, et le lieu noir), mais les biomasses sont toutes augmentées. Ce constat par stock est à mettre en rapport avec la figure 10, puisque si on totalise les neufs stocks, les modifications d'engins intermédiaires et maximales permettent d'obtenir plus de débarquements qu'en « 2016 / 2018 ».

Les gains en biomasse sont les plus forts dans le scénario intermédiaire pour 5 stocks (Merlan, Eglefin, Plie-NS, Lieu noir, et Sole).

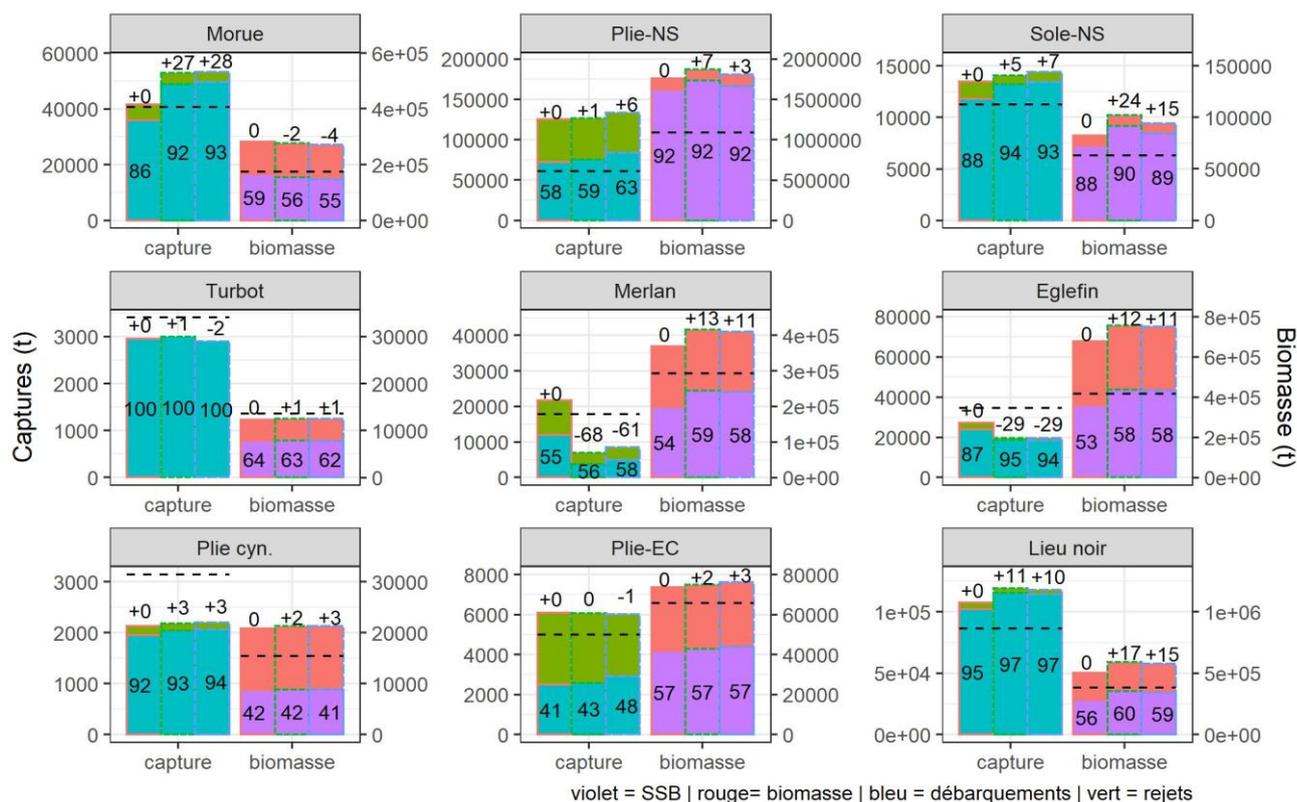


Figure 10 : Biomasses et captures à l'équilibre des 3 scénarios de maillage, pour une gestion au RMD ($F=F_{RMD}$ actuel). De gauche à droite : scénarios 'actuels', 'intermédiaire' et 'maximal'. La ligne noire en pointillée représente les niveaux de biomasses et de débarquements de l'année 2018. Les valeurs au-dessus des histogrammes représentent les gains et pertes comparativement au scénario 'actuel'. Les valeurs sur les histogrammes sont des pourcentages de débarquement et de biomasse féconde.

➤ **Consommation des quotas de pêche**

Malgré la réallocation des quotas entre toutes les flottilles, les engins à grandes mailles ne permettent pas d'optimiser l'utilisation des quotas (Annexe 10), mais atténuent la restriction « min » lors de la première année de simulation (Annexe 16). Effectivement, lorsque l'on regarde de plus près l'utilisation des quotas (e.g. flottilles françaises en annexe 12), les engins sélectifs ne permettent pas aux flottilles d'atteindre rapidement la limite de leurs quotas, parce que moins pêchant, et donc la redistribution des parts de quotas d'années en années est plus lente. Dans le détail, le scénario de modification maximal permet d'utiliser en moyenne plus de quota que le scénario intermédiaire, ce qui peut expliquer les meilleurs débarquements dans le scénario maximal et le ratio F/F_{RMD} de 75,5% supérieur à celui du scénario intermédiaire (l'explication de certains F/F_{RMD} supérieurs à 1 est donnée dans l'annexe 13).

La réallocation des quotas permet de rassembler la majorité des stocks à proximité de leurs points de référence respectif (Annexe 13). Malgré cela les engins sélectifs conduisent pour la majorité des stocks, à un niveau d'exploitation plus faible qu'avec les engins actuels. Les débarquements plus élevés obtenus avec les engins à grande maille, le sont donc avec des stocks moins impactés (F/F_{RMD} plus faible) et reste ainsi inférieurs à la cible RMD.

Une analyse plus fine par engins de pêche montre (Annexe 15) que les TR1 et TR2 perdent en débarquements. La modification de leurs maillages, permet de plus forts débarquements globaux et de plus fortes biomasses. Mais ce sont les autres métiers qui pêchaient moins avant, qui profitent des augmentations de biomasses et finalement gagnent plus en débarquements (Annexe 15). Cette augmentation forte des débarquements est en partie liée à l'augmentation de la biomasse d'églefin. Puisque les BT2 débarquaient 14 kt d'églefin avec les engins actuels, mais 21 et 23 kt respectivement avec les modifications d'engins intermédiaires et maximales.

➤ Impact sur les indices de durabilité de l'exploitation des flottilles.

Les indices de durabilité des flottilles (cf. définition Tab.5) sont calculés en prenant en compte toutes les flottilles, même celles qui ne sont pas impactées directement par la modification d'engins de pêche (Figure 11). Globalement, l'indice qui porte sur l'état des stocks exploités est plutôt stable, traduisant une faible augmentation des biomasses par recrue qui restent en moyenne proches de 40% de la biomasse par recrue sans pêche, quel que soit le scénario de maillage. Les autres indicateurs traduisent en moyenne une meilleure durabilité avec une sélectivité qui augmente. L'indice de mortalité des recrues se rapproche de 1 (absence de mortalités sur les recrues, et l'âge moyen de première capture t_{c50} des différentes flottilles se rapproche très sensiblement de $t_{c\ opt}$.

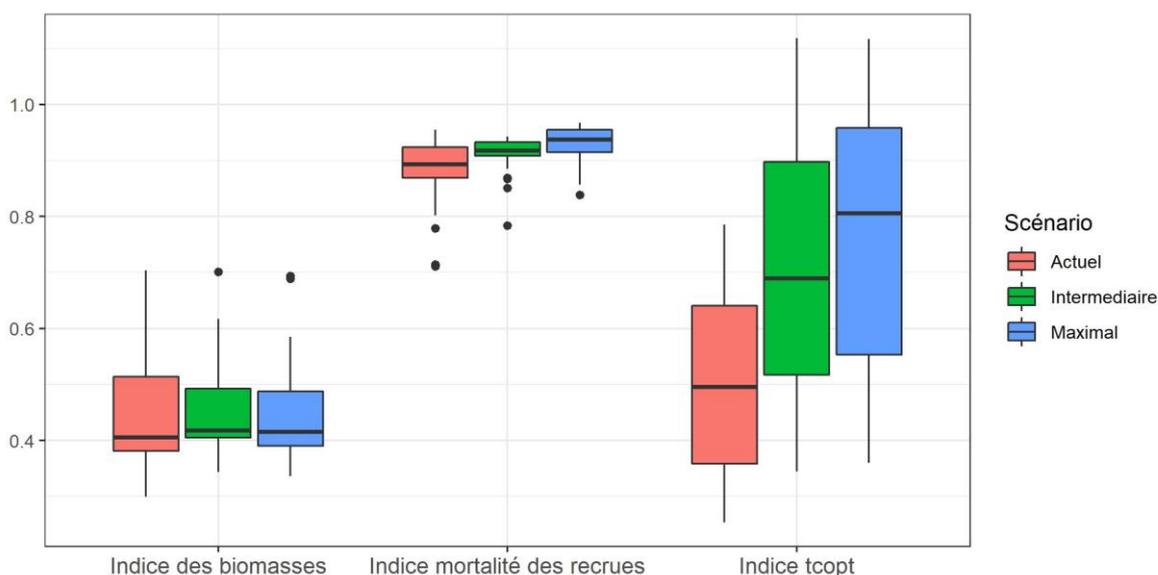


Figure 11 : Distribution (inter-flottilles) des indices de durabilités des flottilles dans les trois scénarios.

➤ Impacts à court/long-terme de la modification des engins de pêches.

L'analyse des trajectoires annuelles montre que le modèle de comportement des flottilles, tel que nous l'avons implémenté dans FLBEIA, est peu réaliste à court terme (Figure 11). En effet, même sans augmentation du maillage, la capture chute très fortement. La raison en est que le modèle d'effort prédit pour la première année de simulation une chute de l'effort de pêche, liée à la contrainte 'min' alors utilisée. La redistribution des quotas non utilisés n'intervient que l'année suivante (cf. méthode §3.3), et il faut plusieurs années de redistribution pour que l'effort retrouve des niveaux réalistes. Les trajectoires observées apparaissent ainsi comme un artéfact de simulation et les différences entre scénarios ne peuvent guère être analysées à court terme (car correspondant des niveaux d'effort différents) (Annexe 17).

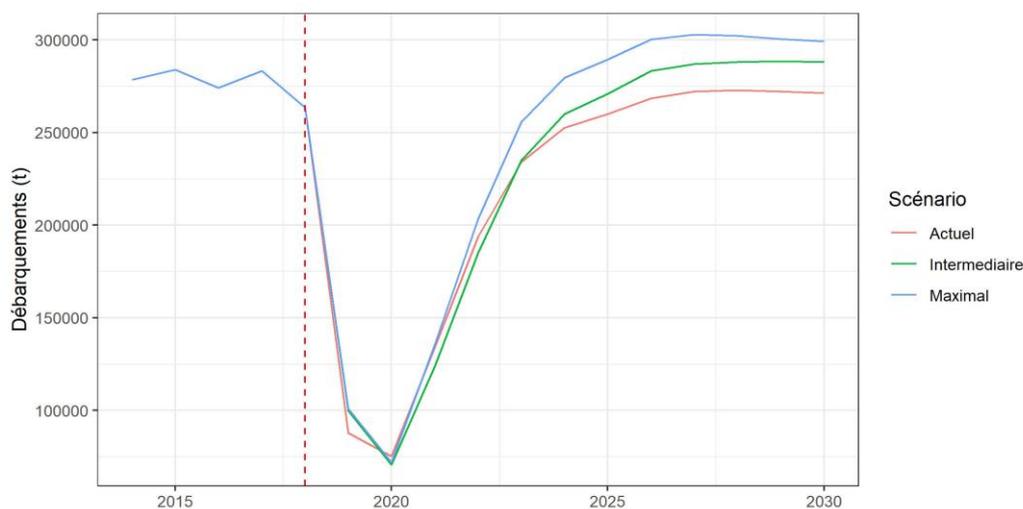


Figure 12 : Evolution annuelle des débarquements avant 2030 dans les trois scénarios de gestion. L'année 2018 correspond à la ligne en tiret rouge.

4.2.3 Evaluation de la gestion basée sur des cibles de biomasses relatives.

La règle de gestion visant à conserver un certain seuil de biomasse relative est celle qui permet d'obtenir les biomasses les plus importantes, quelle que soit la cible (Figure 9). Dans le HCR, les « Catch_Brel » (captures qui permettent d'atteindre sur du long-terme les biomasses de références, et qui définissent donc les quotas de pêche pour chaque stock) sont obtenues à partir des courbes des biomasses et captures à l'équilibre en fonction de l'effort (Annexe 5). Avec cette règle de gestion et parmi les simulations réalisées, la cible permettant les plus forts débarquements à long terme est une biomasse relative cible de 30% (Annexe 18). Les débarquements à long terme sont alors presque équivalents à ceux d'une gestion au RMD, mais avec des biomasses relatives beaucoup plus fortes, et qui atteignent en moyenne 57 à 62% de la biomasse sans pêche, soit des valeurs très supérieures à la cible visée et à la valeur actuelle (39% en moyenne entre 2016 et 2018).

Plus la cible de gestion est élevée, plus les biomasses atteintes à long terme sont élevées et les débarquements faibles. Quelle que soit la cible de gestion, le scénario intermédiaire permet des débarquements un peu plus élevés qu'avec les engins actuels (+1%), mais une biomasse bien plus élevée. Le scénario 'Maximal' permet une biomasse un peu plus élevée que dans le scénario intermédiaire, avec des débarquements plus forts (+4%).

➤ Impact sur les biomasses et les captures des différents stocks.

Les résultats suivants concernent les scénarios où la cible de gestion est une biomasse relative de 30%.

Les gains en débarquements constatés avec les différentes modifications d'engins de pêches (Figure 13) ne proviennent pas nécessairement d'une augmentation des captures, mais d'une diminution des rejets. Par exemple, pour la sole, les captures augmentent peu avec les engins modifiés, mais la part des débarquements dans les captures passe de 90% à 95%. Les résultats obtenus précédemment avec le modèle d'effort fixe sont donc ici confirmés avec le modèle d'effort dynamique. Dans ces scénarios de gestion, où la cible de biomasse relative est la même, les principaux gains permis par l'augmentation des maillages sont néanmoins des gains sur les biomasses. Ils atteignent en moyenne 7% pour les engins 'intermédiaires' et 9% pour les engins 'maximaux'. L'augmentation de biomasse pour le scénario maximal oscille entre 4% (pour le turbot) et 14% (pour la sole).

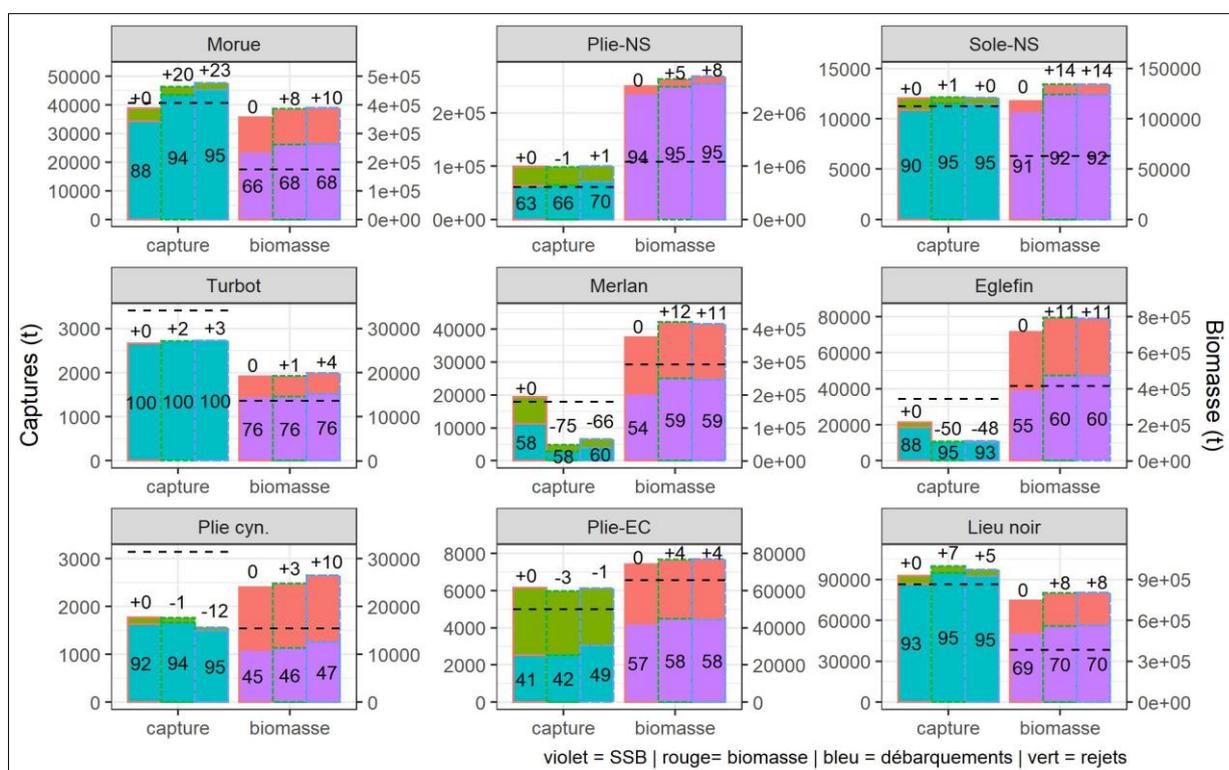


Figure 13 : Biomasses et captures à l'équilibre des 3 scénarios de maillage, pour une gestion aux biomasses relatives (à 30%). De gauche à droite : scénarios 'actuels', 'intermédiaire' et 'maximal'. La ligne noire en pointillée représente les niveaux de biomasses et de débarquements de l'année 2018. Les valeurs au-dessus des histogrammes représentent les gains et pertes comparativement au scénario 'actuel'. Les valeurs sur les histogrammes sont des pourcentages de débarquement et de biomasse féconde.

➤ Impact des engins sur les stocks exploités.

La règle de gestion permet ici de réduire l'impact sur les stocks, même avec les engins actuels. Dans la mesure où on cible la même biomasse relative, les gains de biomasse et donc de capture liés à l'augmentation des maillages sont faibles. La règle de gestion utilisée permet notamment d'avoir en moyenne des stocks avec un âge reproducteur moyen plus élevé qu'avec la gestion au RMD (Annexe 14 & Annexe 19). Les stocks sont plus âgés en moyenne

de 4 mois avec les engins actuels, de 4,5 mois avec les engins intermédiaires, et de 5,2 mois avec les engins maximal. En plus de biomasses plus élevées, les stocks vieillissent donc un peu plus qu'avec une gestion au RMD.

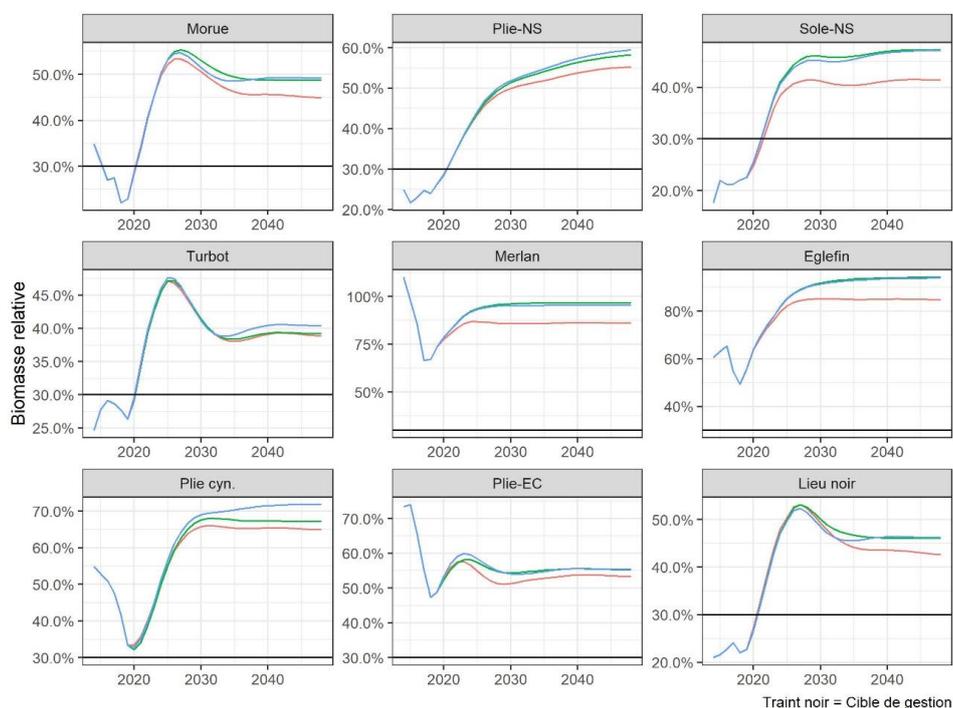


Figure 14 : Evolution annuelle des biomasses relatives dans les trois scénarios de gestion. La cible de gestion de 30% est symbolisée par la ligne noire.

Les t_{c50} obtenus à long terme sont en moyenne moins élevés avec une gestion aux biomasses relatives qu'avec la gestion au RMD. L'estimation de cet âge se fait sur les F aux âges, et le F aux âges est surtout fonction de la capturabilité aux âges et de l'effort. La différence provient donc ici de l'effort. L'effort total déployé lorsque les stocks sont gérés aux biomasses relatives est moins élevés que lorsque l'on vise le RMD (Annexe 11 & Annexe 20). Il est plus élevé avec les engins maximaux, et moins élevé avec les engins actuels. Cette règle de gestion qui vise 30% de biomasse relative permet d'obtenir des stocks (hors églefin et merlan) qui se situent entre 39% de biomasse relative pour le turbot, et 65% pour la plie cynoglosse. Quatre stocks sont observés en dessous de 50% en fin de simulation : la morue, le turbot, le lieu noir, et la sole (Figure 14).

➤ Impact des engins sur la durabilité de l'exploitation des flottilles.

L'évolution des trois indicateurs de durabilité des flottille est globalement la même que lorsque les stocks sont gérés au RMD (Figure 15). L'indice portant sur les biomasses exploitées est toutefois légèrement plus élevé que pour une gestion au RMD (environ 10%).

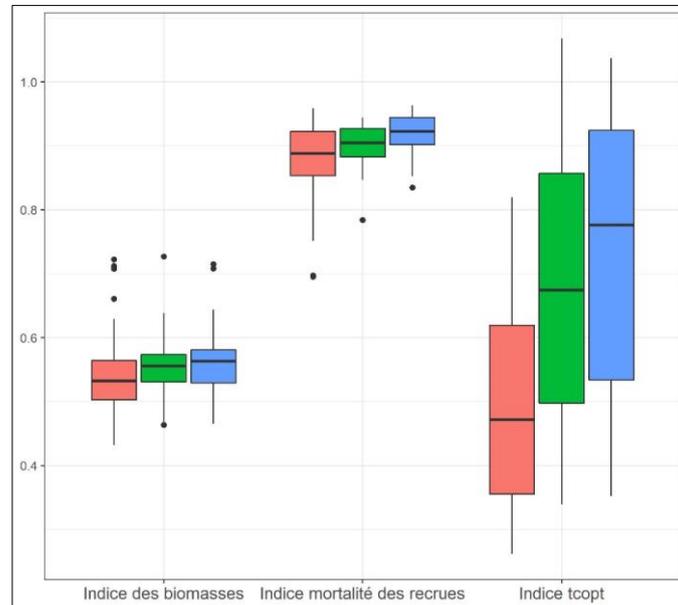


Figure 15 : Distribution (inter-flottilles) des indices de durabilités des flottilles dans les trois scénarios, gérés avec une cible de 30% de biomasse relative. (en bleu le scénario maximal, en vert le scénario intermédiaire, et en rouge le scénario actuel).

5. Discussion

5.1 Limites de l'étude

L'étude réalisée permet d'observer de grandes tendances après 30 ans de simulations, mais avec de nombreux paramètres considérés comme constant. C'est évidemment une approche théorique plus que prédictive dans la mesure où les nombreux effets de l'environnement sur les paramètres biologiques, tels que les mortalités naturelles, croissances ou fécondités, ont été mis en évidence en mer du Nord (Servili et al., 2020; Wang et al., 2020). En outre les paramètres ici sont supposés n'être entourés d'aucune incertitude. La relation de stock-recrutement est gardée simpliste et constante, afin d'atteindre facilement un équilibre. Pourtant, dans le contexte climatique actuel, il paraît évident que, sur une telle échelle temporelle, les variations environnementales influenceront sur les paramètres biologiques. Les paramètres de croissances seront impactés par les variations de température, les mortalités naturelles vont évoluer, les relations proies-prédateurs ne seront plus les mêmes en fin de simulation puisque la composition des communautés évoluera, et tout cela indépendamment des engins de pêche. L'étude ne s'intéresse pas non plus à un impact fort de la sélectivité des engins de pêche qui concerne la pression de sélection engendré par l'activité de pêche. Une sélectivité trop importante peut engendrer une sélection d'individus de petites tailles mais les poids-aux-âges au sein du modèle sont considérés constants également. Certains auteurs indiquent qu'une sélectivité trop importante pourrait engendrer une sélection d'individus de petites tailles (Uusi-Heikkilä et al., 2015). A contrario, Froese *et al.* (2016) montrent que la protection des jeunes est la meilleure manière d'accroître l'abondance des vieux et grands

poissons tout en maintenant les captures. Cette protection permet ainsi à toutes les classes de taille et tous les génotypes de se reproduire et réduirait donc drastiquement les effets de sélection de la pêche. Nos résultats confirment très largement ce point de vue.

D'autres paramètres, non biologiques sont également entourés d'incertitude. Les techniques de pêches, qui évoluent depuis des décennies, et continueront d'évoluer influent fortement sur le paramètre de capturabilité (Marchal et al., 2007; Nguyen et al., 2017), paramètre central dans l'étude et qui est aussi considéré comme constant. Effectivement, l'effort est supposé réparti de manière uniforme entre les différents métiers des flottilles. Dans les deux modèles d'effort, il est constaté que d'autres engins présents en mer du nord sont positivement impactés par la modification des engins de pêche, particulièrement les engins dormants. Certaines des flottilles impactées par les modifications d'engins pourraient donc au fil des simulations se tourner vers les engins avec des débarquements qui augmentent.

Il est également supposé, tout au long de l'étude, que la gestion des stocks se base sur des avis ayant une connaissance parfaite des populations exploitées, alors que les nombreuses incertitudes qui existent dans la réalité ne permettent pas d'avoir une connaissance aussi parfaite des stocks (Rosenberg and Restrepo, 2011). Au-delà de cet aspect évaluation, la gestion des stocks dans le modèle se base également sur des points de références supposés stables. Pourtant les variations de biomasses, permises par les engins dans l'études ou induites par le changement climatique, modifieront au fil des années les points de référence (Travers-Trolet et al., 2020), ces derniers servant à émettre des avis sur les TACs.

L'implémentation d'un scénario de gestion visant à conserver un certain niveau de biomasse a été motivé par l'une des règles de gestion édictée par Froese *et al.* (2016), la règle étant de laisser au moins 50% de biomasse naturelle (sans pêche) dans l'eau. Ici la règle de gestion implémentée est légèrement différente. Les captures réalisables avec les différents engins sont recherchées sur les courbes à l'équilibre (captures et biomasse en fonction de l'effort). La construction au sein du package FLBEIA d'un nouveau HCR ayant été limitée (par des contraintes de temps et de structure du modèle existant), utiliser ce HCR permet d'implémenter une règle ayant pour philosophie de viser un certain seuil de biomasse à long terme. Il aurait cependant été plus réaliste d'utiliser des projections à court terme de chacun des stocks, afin d'émettre tous les ans un avis sur les captures à réaliser pour atteindre le niveau de biomasse cible. Cette configuration aurait sans doute permis d'atteindre les cibles de gestion plus facilement, puisque les captures ne dépendraient que de la biomasse, et non d'une estimation d'un « point de référence » pouvant contraindre l'avis émis tous les ans.

Une autre limite tient au fait que les scénarios évalués comportent la flottille « OTH ». Cette flottille regroupe des captures peu renseignées en mer du nord et comporte très certainement des captures provenant en réalité des engins concernés par la modification des maillages. Les gains obtenus par cette flottille OTH auraient sûrement été moindre si les engins avaient été modifiés. Dans le scénario maximal (avec une gestion au RMD), les engins « OTH » voient les débarquements augmenter de 15 kt, ce qui est supérieur aux BT2.

Dans les limites de l'étude, on doit également noter que certaines conclusions se basent sur l'âge de première capture. Cet âge est estimé par l'ajustement d'une sigmoïde sur les F aux âges, et cet ajustement est parfois réalisé sur peu de points (Annexe 21).

Enfin (et peut-être surtout), les conclusions portant sur l'impact écosystémique des engins modifiés ne regardent en aucun cas l'évolution du fonctionnement trophique de l'écosystème, mais uniquement l'évolution du niveau trophique stock par stock. L'extrapolation aux spectres trophiques permet d'anticiper à quel niveau trophique les gains seraient les plus élevés. C'est une première approche rudimentaire pour caractériser les changements de structure trophique

induits par l'augmentation des maillages. Elle ne remplace évidemment pas la nécessité de développer des modèles trophiques aptes à intégrer réellement les effets écosystémiques de ces modifications d'engins de pêche.

5.2 Impact des engins au sein des différents scénarios

Pour chacun des modèles d'effort proposé, les débarquements et les biomasses ont été augmentées suite à la modification des engins de pêche. Lorsque l'on regarde stock par stock, ce qui semble driver au maximum les biomasses et les débarquements des stocks, ce sont les modèles d'effort (Annexe 22). Au sein d'un même modèle d'effort, on constate les gains en biomasse et débarquements, permis par des engins plus sélectifs. Les structures en âges apparaissent très fortement améliorées dans le modèle à effort fixe. Dans les modèles dynamiques les résultats sont plus contrastés, mais découlent pour partie du fait que les cibles de gestion visées ne sont finalement pas atteintes à long terme, et ceci dans des proportions différentes d'un scénario à l'autre ou d'une règle de gestion à l'autre. Dès lors, les comparaisons entre scénarios ou HCR sont difficiles.

Au sein de nos simulations, les biomasses les plus élevées sont atteinte par la règle de gestion visant des biomasses relatives (Annexe 24). Les débarquements restent assez élevés, avec des biomasses bien plus importantes que ce qui existe actuellement en mer du nord. Cette règle de gestion conduit à diminuer largement la mortalité par pêche (divisée par deux en moyenne), par rapport la règle de gestion au RMD (Annexe 23). L'augmentation des maillages, qui peut accompagner ou non cette règle de gestion, permet de diminuer les rejets ou captures non-désirées. L'interdiction des rejets, avec la diminution de la mortalité par pêches, sont deux éléments de gestion importants ayant permis de rétablir le stock de morue de la mer de Barents, fortement exploité par le passé (Kjesbu et al., 2014). L'utilisation d'engins moins impactant peut également être motivée par les bénéfices forts qu'ils apportent se font pour un stock particulièrement menacé par le changement climatique (O'Brien et al., 2000).

Pour une même règle de gestion, les modifications d'engins proposées permettent de réduire l'impact sur les stocks. La règle de gestion reste également un moyen important de réduire l'impact de la pêche sur les biomasses. Au sein des simulations réalisées la gestion au RMD conduit à long terme à des captures plus élevées que la situation actuelle, tandis que la gestion aux cibles de biomasses permet d'accroître les biomasses. Au-delà de la règle de gestion, ces résultats dépendent cependant de la cible visée. Des biomasses plus élevées seraient atteintes en visant une pression de pêche inférieure au RMD (par exemple 0.8 ou 0.9 fois le F_{RMD}), tandis que des captures plus importantes découleraient d'une cible de biomasse moins contraignante (par exemple une biomasse relative de 20 ou 25% qui aboutirait à une biomasse atteinte sans doute supérieure à 40%). Dis autrement, plus que la règle de gestion (contrainte de F ou de B), c'est la cible retenue qui importe.

Les effets positifs d'un changement de maillage ont été observés dans d'autres situations. L'évolution successive des tailles minimales de captures de morue en mer de Barents, ont par exemple été accompagnées d'augmentations successives des maillages de la pêcherie démersale (Grimaldo et al., 2016). Aujourd'hui, les tailles de captures sont bien plus élevées et le stock est restauré à un niveau semblable à celui des années 50 (Townhill et al., 2015). Une des perspectives de gestion, suggérée par notre étude pourrait, être d'accompagner la modification des engins, d'une modification de l'âge légal de capture (ce qui conduirait dans le modèle à modifier les matrices de rejets), cet âge légal pouvant être fixé par exemple au t_{c50} .

De plus, l'obligation de débarquement ne correspond pas parfaitement aux simulations effectuées, dans lesquelles les matrices de rejets ne sont pas modifiées ; l'effort s'arrête une fois que le quota est atteint, ce qui suppose une absence totale d'adaptation des comportements de pêche. Le modèle implémenté correspond donc plus à une obligation théorique de ne pas dépasser les captures. Il apparaît finalement peu réaliste, en particulier pour les simulations à court terme. A contrario, l'intérêt réel des changements d'engins de pêche seraient encore plus fort si on intègre au raisonnement la capacité d'adaptation des pêcheurs en terme de choix des espèces cibles. Ces capacités conduiraient (et conduisent dans la « vraie vie ») à une diminution des rejets pour tous les stocks. Finalement, le monde réel, en supposant que les pêcheurs suivent l'obligation de débarquement, doit a priori se situer entre le modèle d'effort fixe et les modèles d'effort dynamiques qui ne traduisent que partiellement ces réelles capacités d'adaptation.

Au sein de l'étude, ce que l'on considère comme gain ou perte dans l'exploitation dans la mer du nord est essentiellement en tonnage, et en volume de capture. Le retour de forts débarquements de morues (permises par des engins plus sélectifs) permettrait très probablement un gain en profit des flottilles. Une perte en volume n'est pas nécessairement associées à une perte économique (Prellezo et al., 2017). Cela est à contrebalancer également par les possibles changements d'effort, entraînant des changements de couts d'exploitation pour les pêcheries.

5.3 Perspectives de l'étude

FLBEIA a été conçu d'abord pour évaluer les conséquences de scénarios de gestion de pêche sur des flottilles, avec une dimension bioéconomique. Ici, il est difficile d'imaginer qu'une augmentation de la proportion d'espèces à forte valeur marchande (comme la sole et la morue), n'influera pas les revenus des flottilles. Il serait intéressant donc de voir d'un point de vue économique les gains et pertes des flottilles concernées (ou non) par la modification des engins proposés dans l'étude. La composante économique pourrait être également impactée par l'impact des modifications de sélectivité pour les pêcheries de langoustine de mer du nord. L'écorégion étudiée supporte en moyenne un production de 20 kt depuis 20 ans, représentant en moyenne 42% des débarquements de langoustines en atlantique nord-est sur les 20 dernières années (UE, 2021). Il faudrait donc rajouter (prioritairement) cette espèce dans les simulations de changement de maillage, ce qui suppose en amont l'établissement de courbes de rétention par engin de pêche.

Une limite de l'étude concerne la non-prise en compte des incertitudes existant sur de nombreux paramètres biologiques, sur la relation stock-recrutement, et sur l'évaluation annuelle des stocks. La prise en compte de ces incertitudes est déjà implémentée dans le package FLBEIA. Une paramétrisation des simulations comprenant de l'aléatoire sur tous ces paramètres ou processus permettrait ainsi d'estimer l'intervalle de confiance associée à nos résultats.

Dans les deux modèles d'effort, il est constaté que d'autres engins présents en mer du nord sont positivement impactés par la modification des engins de pêche, particulièrement les engins statiques. Les flottilles impactées par les modifications d'engins auraient pu donc au fil des simulations se tourner vers les engins avec des débarquements qui augmentent au fur et à mesure des simulations. Effectivement, une réglementation technique qui entraîne des pertes n'est pas nécessairement respectée et peut être contournée par les flottilles pour minimiser les pertes associées ces réglementations (Suuronen et al., 2007). Les désaccords successifs des pêcheurs de morue de baltique avec les réglementations techniques

successives ont entraîné des difficultés à atteindre les objectifs de gestion, notamment à cause de débarquements illégaux (Raakjær Nielsen and Mathiesen, 2003). Ainsi, permettre au sein du modèle un réajustement de l'effort des flottilles alloué aux différents métiers permettrait d'anticiper les vraies pertes ou non par flottilles, qui seraient associées aux modifications d'engins proposés.

Les objectifs de biomasses dans l'écosystèmes sont importants. Une biomasse suffisamment importante dans l'écosystème assure sa bonne résilience et résistance aux variations extérieures (Hidalgo et al., 2011). Parmi ces variations extérieures, on retrouve les variations de pression de pêche, mais également les variations environnementales et notamment celles liées au changement climatique. La règle de gestion visant à obtenir 50% de biomasse relative d'un stock dans l'eau, défendue par Froese *et al.* (2016) semble difficile à mettre en place pour chacun des stocks exploités au sein d'une pêcherie mixte. En revanche elle apparaît parfaitement réaliste en valeur moyenne sur le pool d'espèce considéré. Des niveaux moyens encore plus élevés pourraient même être atteints, en combinant une simple contrainte de maintien des débarquements actuels et une augmentation de maillage. Ce scénario impliquerait une forte baisse de l'effort de pêche et conduirait donc à un accroissement important de la rentabilité des flottilles.

Dès lors, il serait intéressant de viser des cibles de biomasses différentes d'un stock à l'autre, en partant de l'état des stocks des dernières années, et en tenant compte d'une part des possibilités d'augmentation liées à la taille et à la croissance de chaque espèce, et d'autre part du rôle spécifique joué par chacune au sein de l'écosystème. Certains auteurs (Buchheister et al., 2017) et des réseaux d'acteurs (Gascuel, com. Pers.) recommandent par exemple de viser des biomasses plus importantes, de l'ordre de 60%, pour les poissons fourrage, avec l'idée qu'il est écologiquement et économiquement essentiels qu'ils puissent contribuer de manière importante à l'alimentation des prédateurs. En pratique, une proposition serait par exemple d'augmenter les biomasses de chaque stock d'un certain pourcentage discuté et agréé dans le cadre des plans de gestion pluriannuel, et de regarder en quoi les engins de pêches permettent d'atteindre plus ou moins facilement ces cibles de gestion.

6. Conclusion

Dans le contexte de changement global, maintenir ou restaurer l'état des ressources halieutiques à un niveau qui permet leur résilience est essentiel. Les simulations réalisées ici montrent qu'à l'échelle d'une Ecorégion, l'augmentation des maillages permet de limiter très fortement l'impact de la pêche sur les ressources exploitées et sur la structure trophique de l'écosystème. Comparativement à la situation actuelle, la modification des engins de pêche et la limitation de l'effort de pêche pourrait ainsi conduire à une augmentation très forte des biomasses des espèces exploitées, avec une multiplication par deux dans certains scénarios. L'augmentation des maillages permettrait également des stocks plus vieux et des structures de populations restaurées (et donc plus résilientes), avec des biomasses fécondes qui augmentent. L'utilisation de la ressource serait améliorée (diminution des rejets, âge de première capture se rapproche de l'âge de capture optimal). Les objectifs de gestion écosystémiques, visant un maintien de l'écosystème dans une situation aussi proche que possible de l'état naturel sans pêche, seraient donc plus facilement atteignables. En ce sens, nos résultats confirment qu'une gestion des stocks basée sur la gestion simultanée de l'effort de pêche et des diagrammes d'exploitation, permet de maintenir les débarquements tout en minimisant l'impact, et fait ainsi intégralement partie de l'approche écosystémique des pêches.

La difficulté d'une telle transformation des engins réside naturellement dans la période de transition, qui risque inéluctablement de conduire à des pertes de captures, le temps que les ressources soient restaurées. Nos simulations, basées sur le modèle FLBEIA, ne nous ont pas permis d'explorer complètement cette question. Elles mettent néanmoins en évidence l'importance des comportements de pêche... et la difficulté de les anticiper et représenter dans un modèle. Ces simulations montrent en outre que des changements importants du système de gestion devraient s'accompagner d'une remise en cause de la répartition des quotas de pêche entre flottilles au simple prorata des seuls captures antérieurs. Encourager les échanges de quotas non consommés entre flottilles contribuerait grandement à améliorer l'adaptabilité de chacune d'elle, facteur essentiel de la réduction des pertes à court terme et de la bonne santé économique des pêcheries mixtes, et facteur in fine de la résilience de l'ensemble du système d'exploitation.

La gestion des pêches dans les eaux communautaires, en incluant des réglementations techniques, pourrait permettre d'atteindre les objectifs ambitieux et d'aller bien au-delà de la gestion au RMD, avec un maintien des débarquements actuels accompagné d'un retour de fortes biomasses en mer du nord, au bénéfice de la bonne santé des ressources, de l'écosystème et des pêcheries.

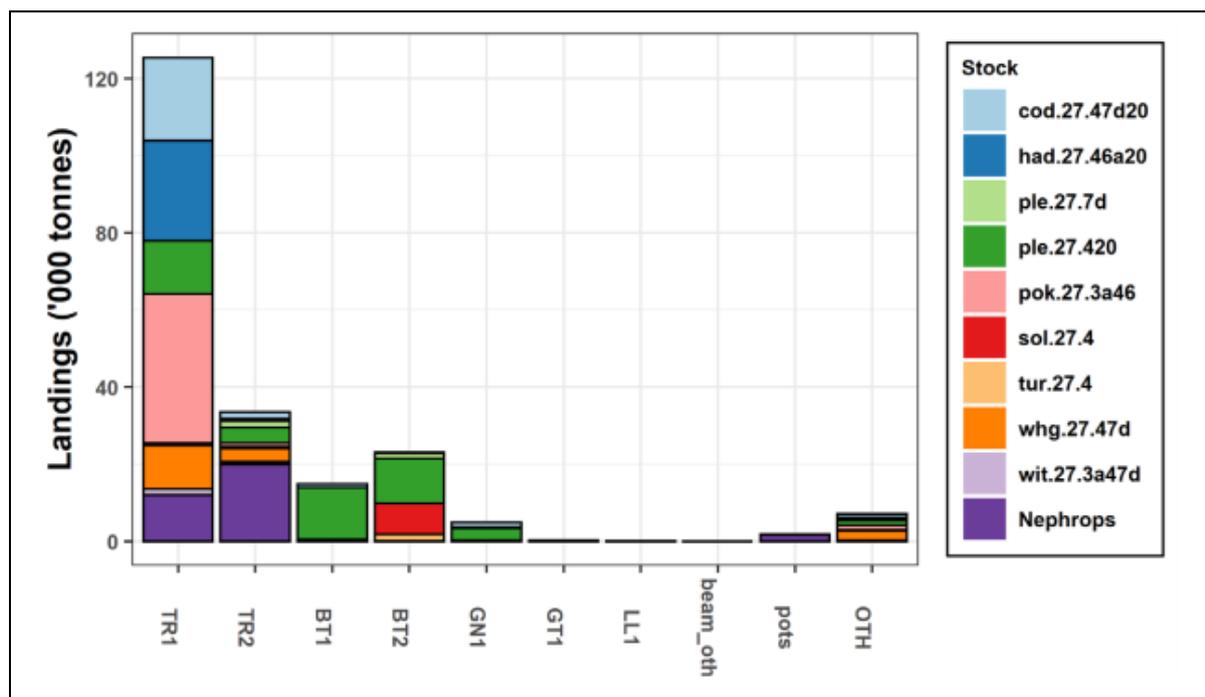
Annexe

Annexe 1 : Tailles et âges de certains points particuliers des stocks en mer du nord. Les tailles légales de captures (MCRs) sont issues du dernier règlement en vigueur (EU, 2019). Les valeurs de L_{opt} ont été calculées selon les formules classiques de dynamique de population (Beverton, 1992). Les conversions en âges des longueurs sont issues de la formule (Von Bertalanffy, 1938). Les tailles sont en centimètres et les âges en ans. L'âge de capture optimale ($t_{c\ opt}$) et les âges de première capture moyenne (t_{c50}) sont estimés avec le modèle avec la manière décrite dans la méthode.

Stocks	MCRs	L_{m50}	L_{opt}	t_{MCRs}	t_{m50}	t_{opt}	t_{mean} 2018	$t_{c\ opt}$ 2018	t_{c50} 2018	Sources
Plie-EC (<i>Pleuronectes platessa</i>)	27	28,8	39,8	2,4	3,0	6,2	3,8	3,2	2,3	(Chuenpagdee, 1990; Jennings et al., 1998)
Sole-NS (<i>Solea solea</i>)	24	18,8	32,6	3,2	1,2	8,4	3,7	5,9	1,6	(Froese and Sampang, 2013)
Plie grise (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>)	-	29,0	39,9	-	5,4	8,8	6,2	7	4,7	(He and Stewart, 2001; Magnussen, 2007)
Turbot (<i>Scophthalmus maximus</i>)	27	28,0	51,2	1,5	1,7	8,4	3,4	4,1	2,1	(Froese and Sampang, 2013)
Plie-NS (<i>Pleuronectes platessa</i>)	27	22,1	39,7	4,2	2,9	10,0	3,4	7,2	1,4	(Froese and Sampang, 2013)
Morue-NS (<i>Gadus morhua</i>)	35	37,8	81,9	1,9	2,1	6,1	2,5	3,4	1,9	(Froese and Sampang, 2013)
Eglefin (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)	30	33,5	47,2	2,4	2,5	5,7	3,1	2,7	2,1	(Hislop and Shanks, 1981; Jones, 1983)
Lieu noir (<i>Pollachius virens</i>)	35	55,4	83,1	1,7	4,6	7,3	5,1	5,7	3,5	(Jones and Jónsson, 1971; ICES, 1996)
Merlan (<i>Merlangius merlangus</i>)	27	20,2	32,4	2,4	1,5	4,0	2,8	3,9	3,7	(Pauly, 1978; Jennings et al., 1998)

Les $t_{c\ opt}$ sont pour tous les stocks supérieurs aux âges de première capture actuellement (en 2018). Cela signifie que l'on pêche les stocks sur des âges trop jeunes, et cela ne pourra conduire à un âge moyen dans les débarquements équivalent au t_{opt} . Les trois stocks benthiques ont également des âges de captures inférieurs aux âges minimums de captures.

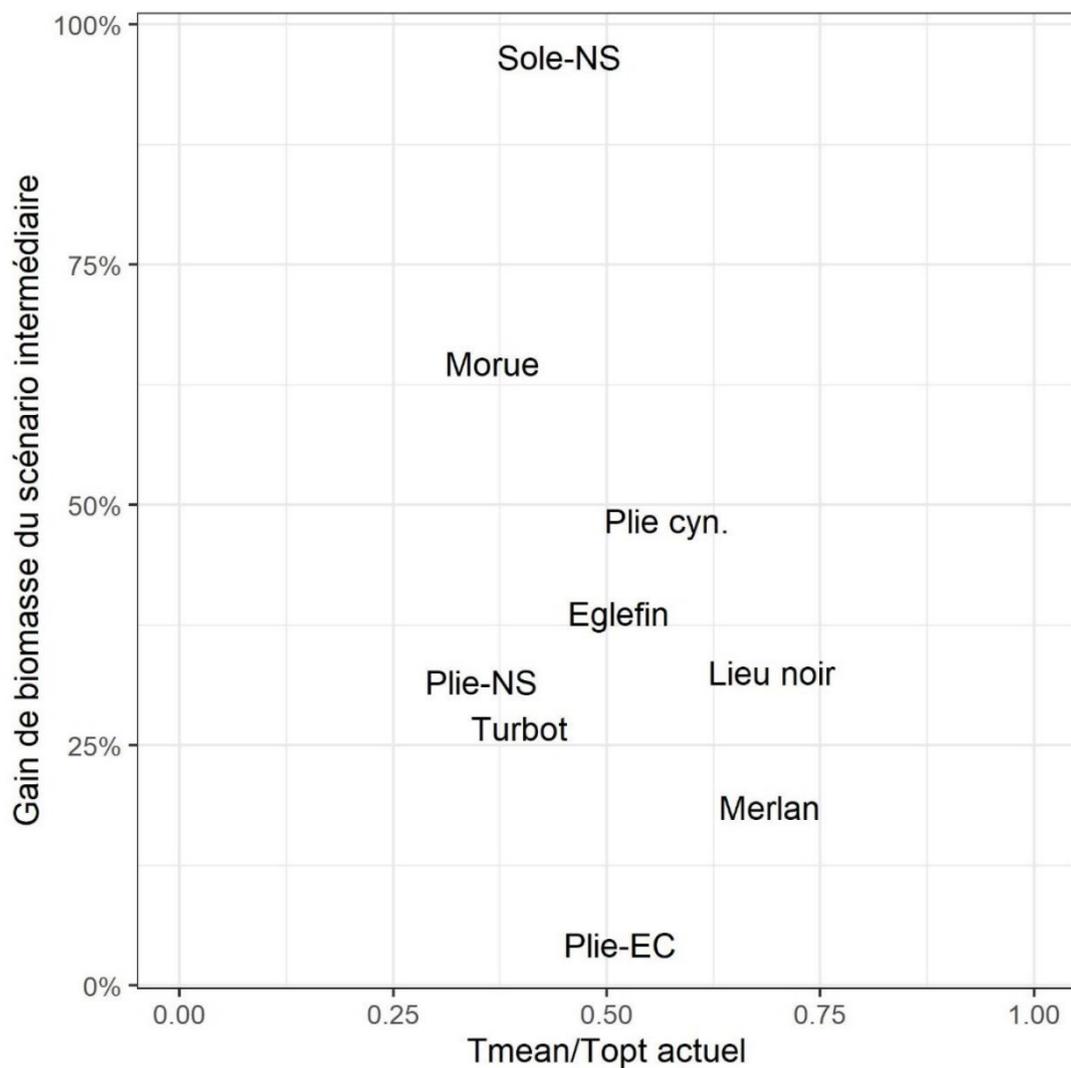
Annexe 2 : Débarquement par groupe d'engin (et groupes d'engins) en millier de tonnes en mer du nord (CIEM, 2020d).



Les groupes d'engins de pêches concernés sont les suivants :

- Chaluts de fond, sennes danoises et engins similaires, à l'exclusion des chaluts à perche de maillage : TR1 (≤ 100 mm), TR2 (≤ 70 et < 100 mm), TR3 (≤ 16 et < 32 mm). < 32 mm)
- Chaluts à perche de maillage : BT1 (≤ 120 mm), BT2 (≤ 80 et < 120 mm) ;
- Filets maillants à l'exclusion des trémails : GN
- Trémails : GT
- Palangres : LL
- Casiers : pots
- Engins non-renseignés : OTH

Annexe 3 : Gains relatifs de biomasse des stocks du scénario intermédiaire par rapport au scénario actuel, et fonction des $t_{\text{mean}}/t_{\text{opt}}$ actuels.



Annexe 4 : Détails sur la modélisation des stocks de merlan et d'églefin (WGNSSK 2020).

Au cours de l'étude, il est apparu que les stocks de merlan et de haddock ont été plus compliqués à simuler correctement. Nous observons des incohérences sur l'état de ces deux stocks, et sur les résultats d'évaluation des stocks. La place des deux espèces au sein de l'écosystème étant un peu particulière.

En effet les mortalités naturelles pour le merlan utilisées lors des évaluations de stocks sont évaluées à l'aide d'un modèle écosystémique SMS (stochastique multi-species model). Les juvéniles de merlan sont prédatés par le grondin, les merlans adultes, les morues, les lieux ...

Tandis que les adultes sont prédatés par les marsouins, morues. Les mortalité naturelles des merlans sont très élevées comparées aux mortalités par pêche. Le stock dans la simulation semble donc principalement drivé par les mortalité naturelles et le recrutement. Donc diminuer les mortalités par pêche avec des engins moins impactant rendent le stock quasiment à « l'état naturel ». Ce qui n'est pas le cas au vu de l'histoire du stock, qui a par le passé atteint des valeurs de biomasses bien plus importantes que la biomasse à l'état vierge estimée dans le modèle FLBEIA.

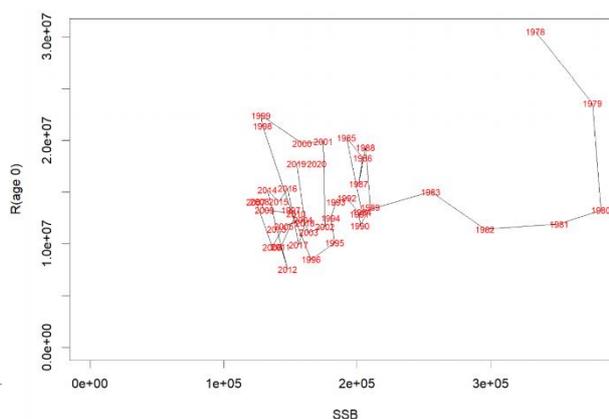
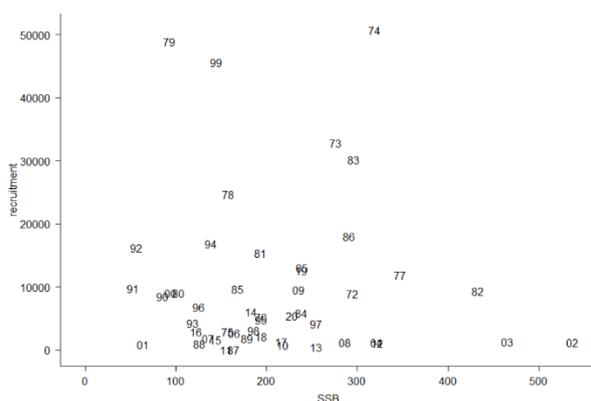


Tableau : Mortalité naturelles et par pêche aux âges en 2018 pour le merlan.

Age	Fa	Ma
0	0,001	2,066
1	0,029	1,178
2	0,108	0,71
3	0,228	0,582
4	0,339	0,548
5	0,375	0,5
6	0,384	0,355
7	0,458	0,355
8+	0,460	0,355

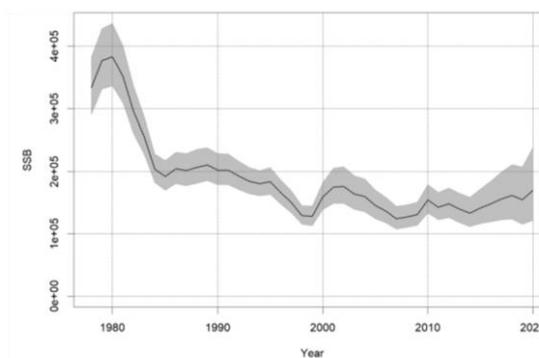
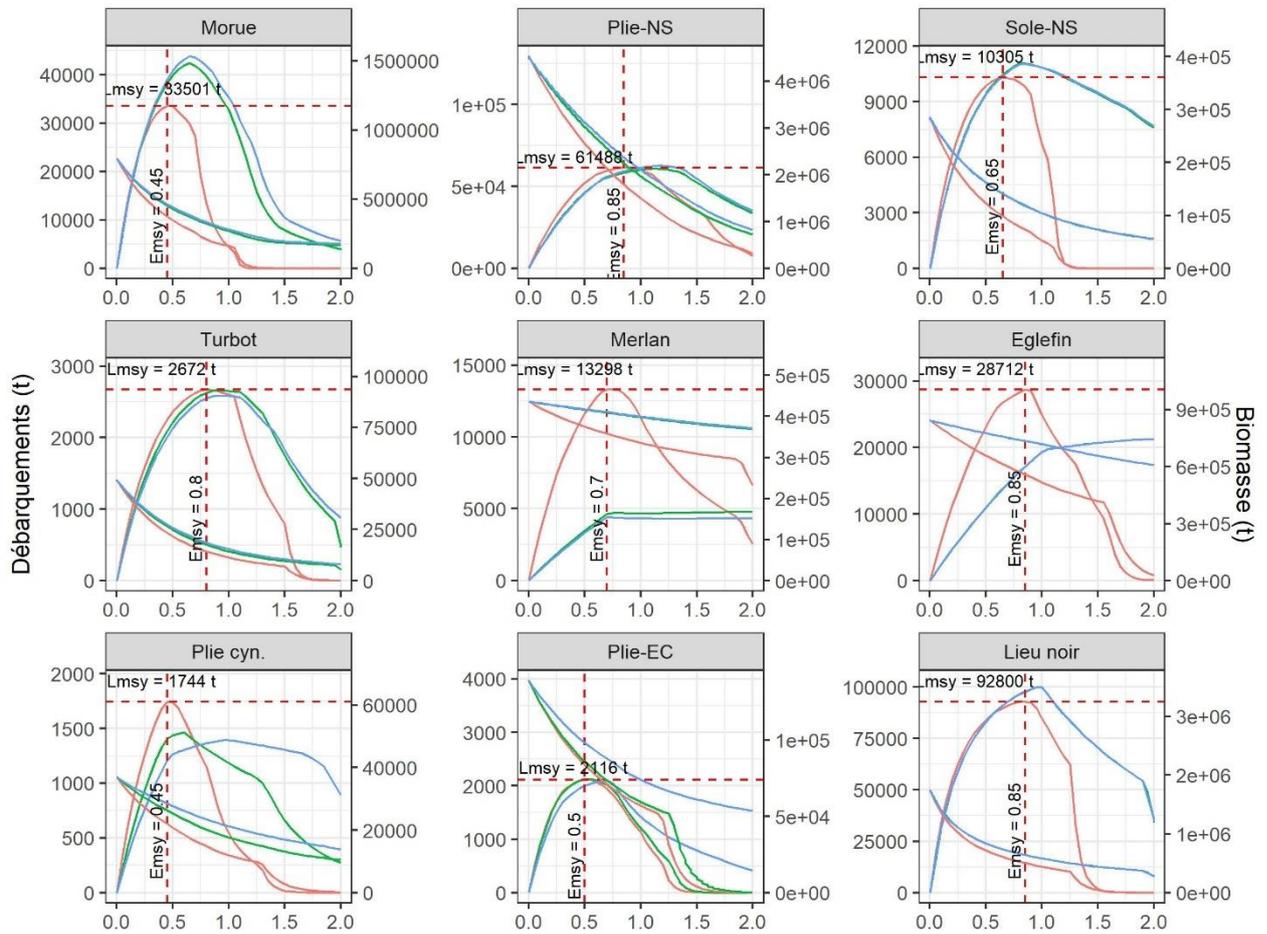


Figure : Courbe SSB depuis 80' du merlan en mer du nord (WGNSSK 2020, p 1160)

Sur le graphe de relation stock/recrutement, on voit qu'historiquement, le recrutement a déjà été supérieur au recrutement implémenté dans le modèle. Le recrutement implémenté est un « hockey stick ». Où le recrutement constant est de 13 050 000 individus, alors qu'il atteignait 30 000 000 d'individus en 1978.

Ainsi, le F_{RMD} utilisé actuellement pour le merlan est un $F_{p.05}$, qui correspond à une mortalité par pêche qui assure de maintenir le risque de voir la $SSB < B_{lim}$ (sur du long terme) inférieur à 5% (WGSSK, 2020). Aujourd'hui, le F_{RMD} du merlan vaut 0,172. Pour l'églefin, la problématique est semblable à celle du merlan. Il est compliqué d'estimer la véritable biomasse relative, le recrutement des 20 dernières années étant très bas, bien que ponctuellement, quelques années montrent un recrutement bien supérieur (CIEM, 2020b). Effectivement, le recrutement peu stable de l'églefin rend compliqué l'estimation de la biomasse à l'état vierge. Le recrutement constant modélisé étant de 2 350 000 individus, tandis que plusieurs cohortes avant les années 2000 comptaient plus de 10 000 000 recrues. Le F_{RMD} pour le stock de haddock est également un $F_{p.05}$, valant 0,194.

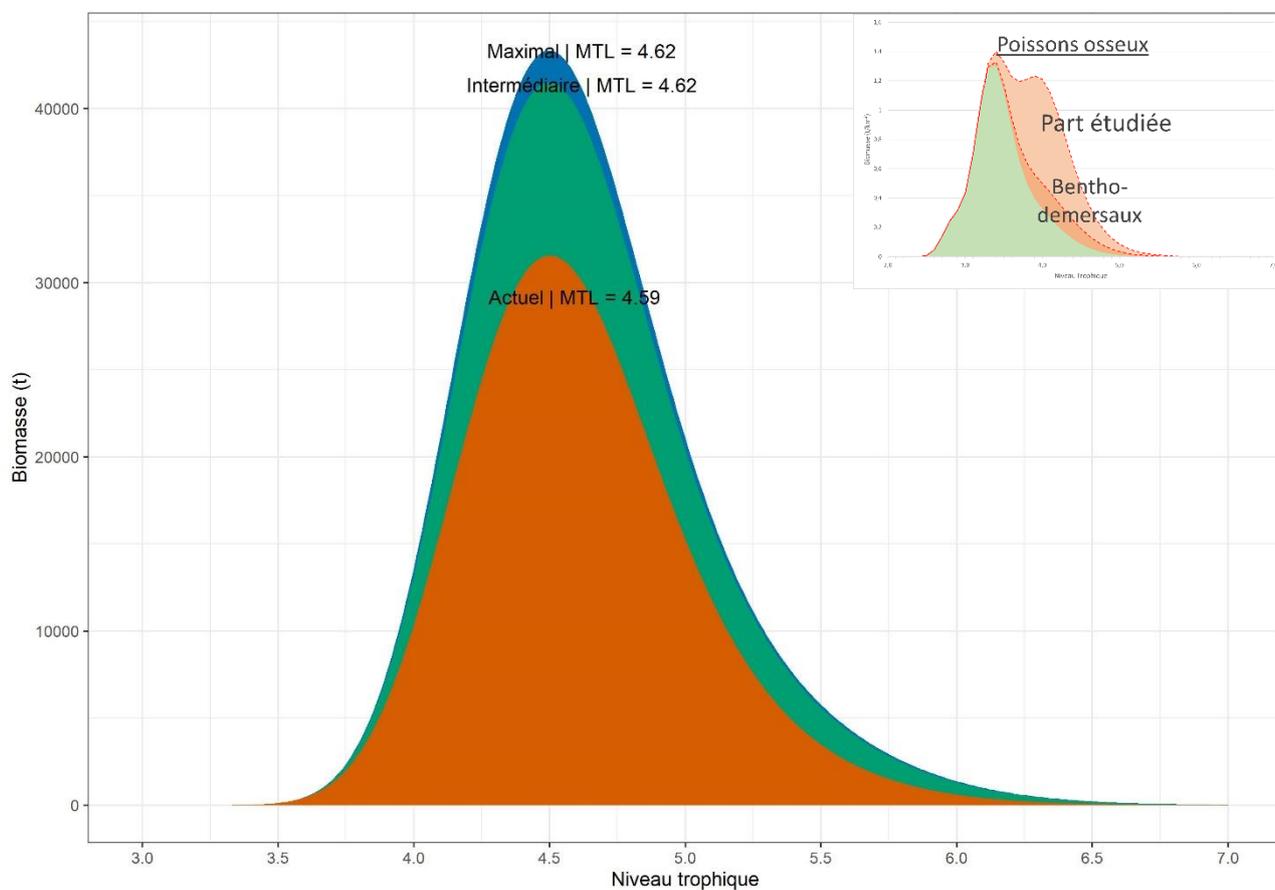
Annexe 5 : Courbes d'équilibres des biomasses, et des débarquements totaux des neufs stocks étudiés, en fonction de l'effort de pêche (exprimé en multiplicateur de l'effort actuel) et pour les 3 scénarios de maillage (rouge=actuel, vert=intermédiaire, bleu=maximale).



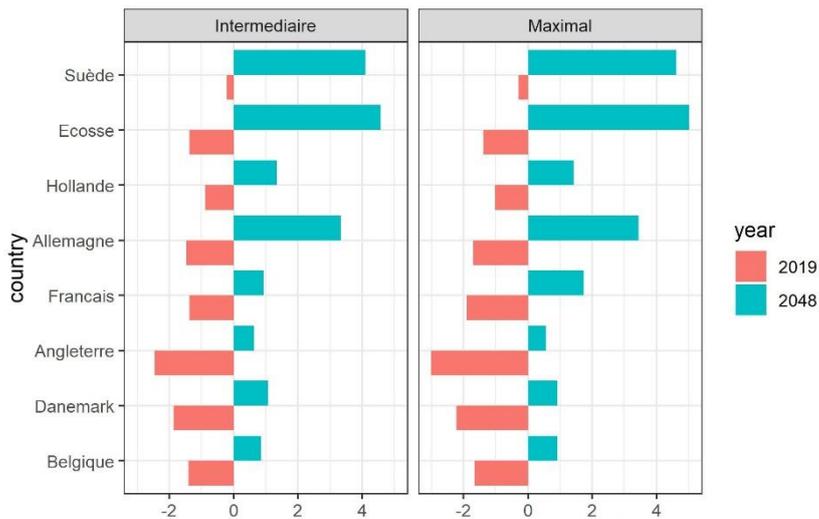
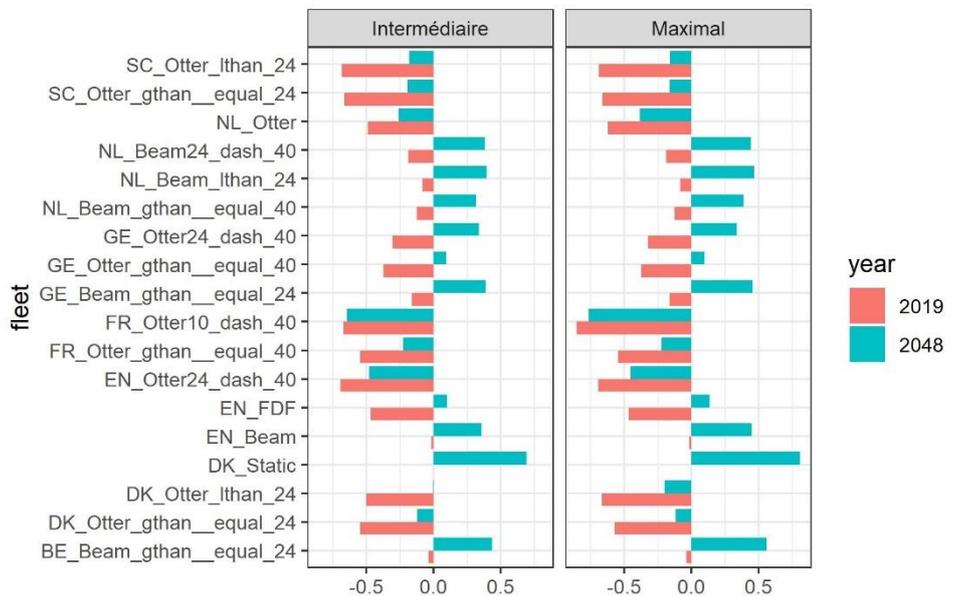
Annexe 6 : Evolution par stock de trois indicateurs en âges, issues du modèle d'effort fixe.

	t_{copt}			t_{c50}			Age moyen repro		
	Actuel	Inter	Max	Actuel	Inter	Max	Actuel	Inter	Max
Morue	3.59	3.15	3.13	2.1	2.91	3.03	2.23	2.98	3.02
Eglefin	2.85	2.27	2.27	2.04	4.31	4.31	4.52	5.17	5.17
Plie-EC	3.46	3.43	3.13	2.31	2.33	2.58	3.84	3.88	4.23
Plie-NS	7.48	6.98	6.84	1.42	2.33	2.41	6.31	6.60	6.67
Lieu noir	5.71	5.31	5.31	3.4	4.38	4.39	5.94	6.24	6.24
Sole-NS	6.44	5.09	5.07	1.71	3.33	3.31	4.95	5.76	5.78
Turbot	4.08	3.88	3.80	2.37	2.56	2.63	4.43	4.62	4.70
Merlan-NS	4.01	3.76	3.76	3.19	3.42	3.37	2.04	2.40	2.41
Plie cyn.	7.34	6.71	6.23	4.17	4.52	4.74	5.45	6.47	6.94

Annexe 7 : Spectre trophique des stocks étudiés pour les trois scénarios (sans le turbot) (bleu = scénario maximal, vert = scénario intermédiaire, et rouge = scénario actuel). La partie de l'écosystème étudiée (cadre en haut à droite) et issue du modèle de Mackinson et Daskalov (2007).

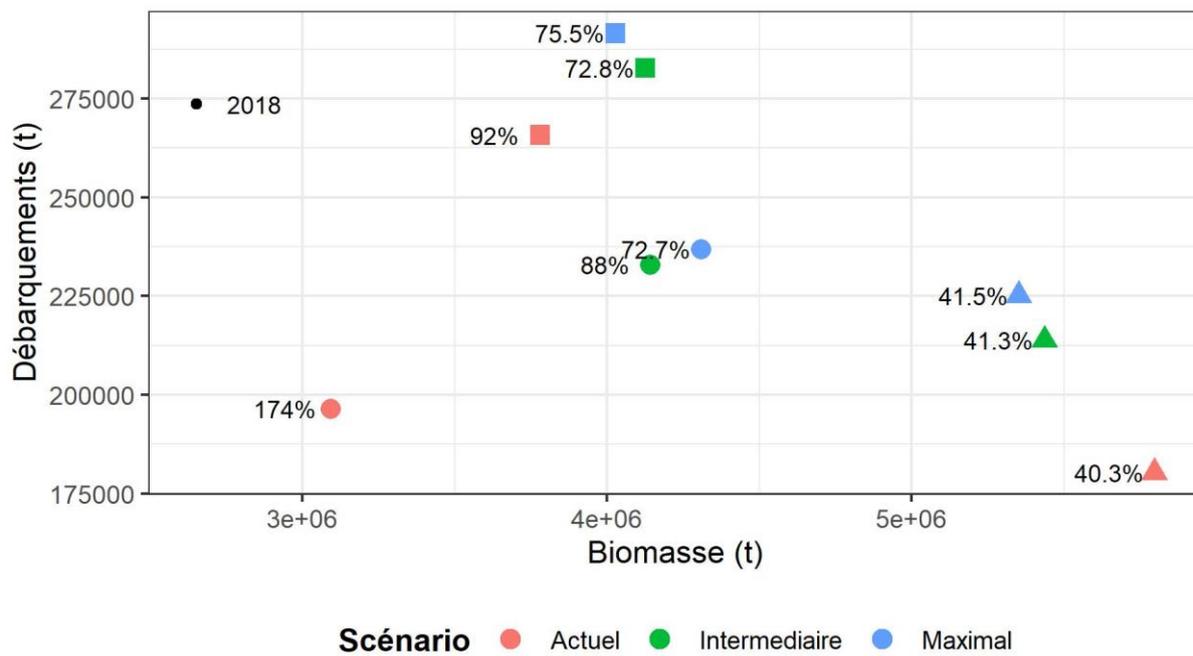


Annexe 8 : Evolution court-long terme des gains d'engins modifiés, par rapport aux engins actuels, pour les 18 flottilles qui débarquent le plus (en haut), et par pays (en bas). En rouge, la première année de simulation, en bleu la dernière année de simulation. Les gains sont relatifs aux engins actuels.



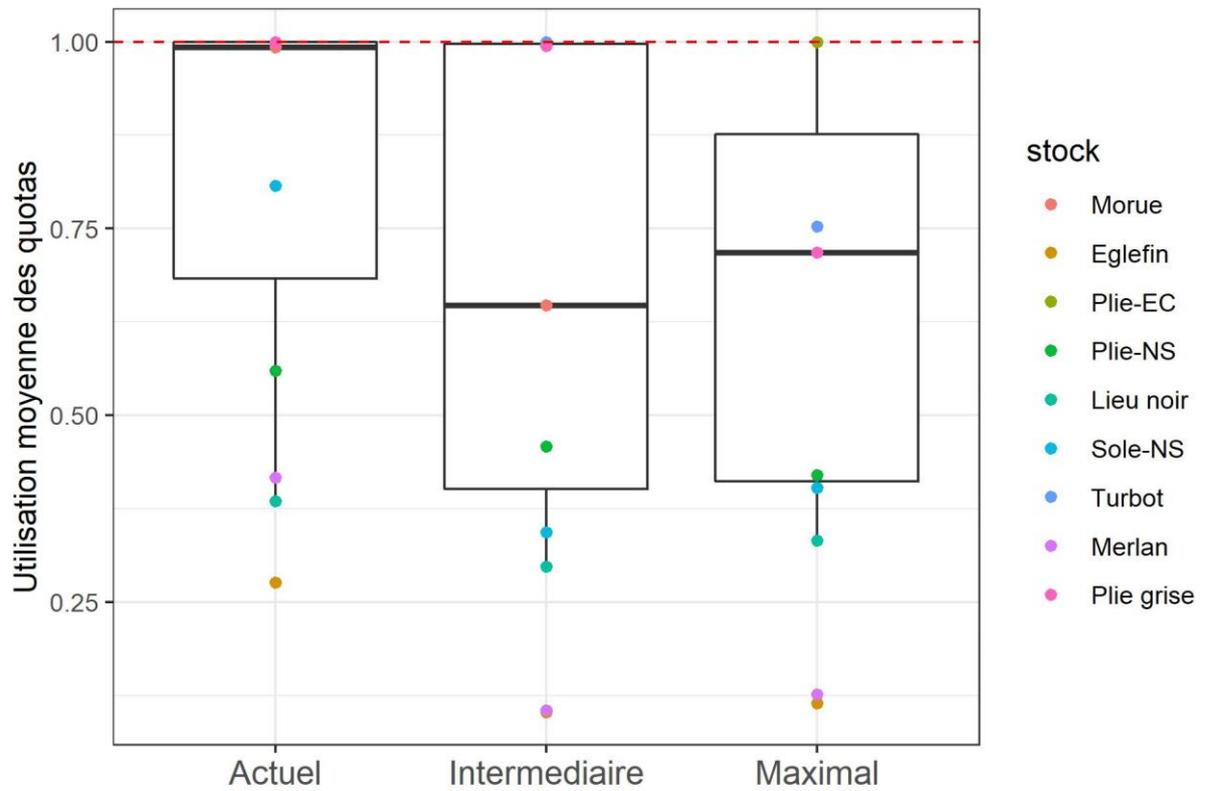
Gains en débarquements, relatifs au scénario actuel

Annexe 9 : Comparaison des modèles avec un effort dynamique et une gestion au RMD, avec ou sans réallocation des quotas (en triangle, pas de réallocation de quotas, et en carré, réallocation des quotas).

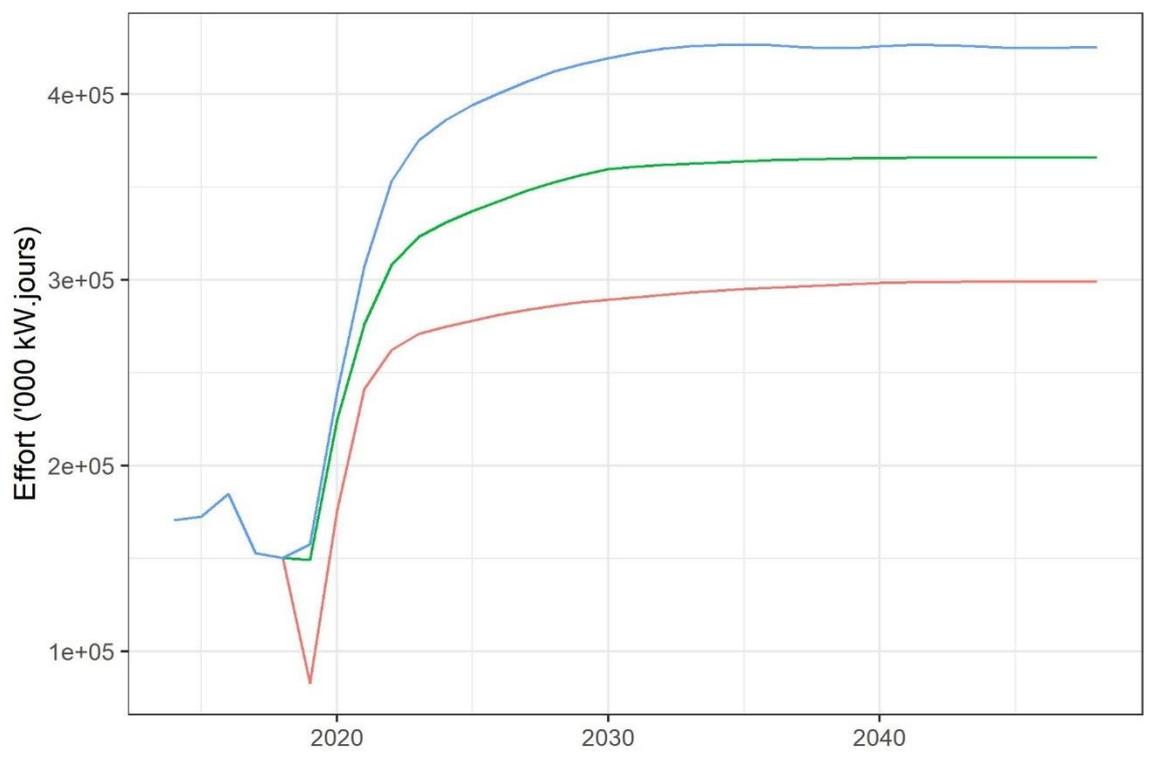


Modèle d'effort ● status quo ▲ SMFB restriction "min" ■ SMFB restriction "min" & réallocation

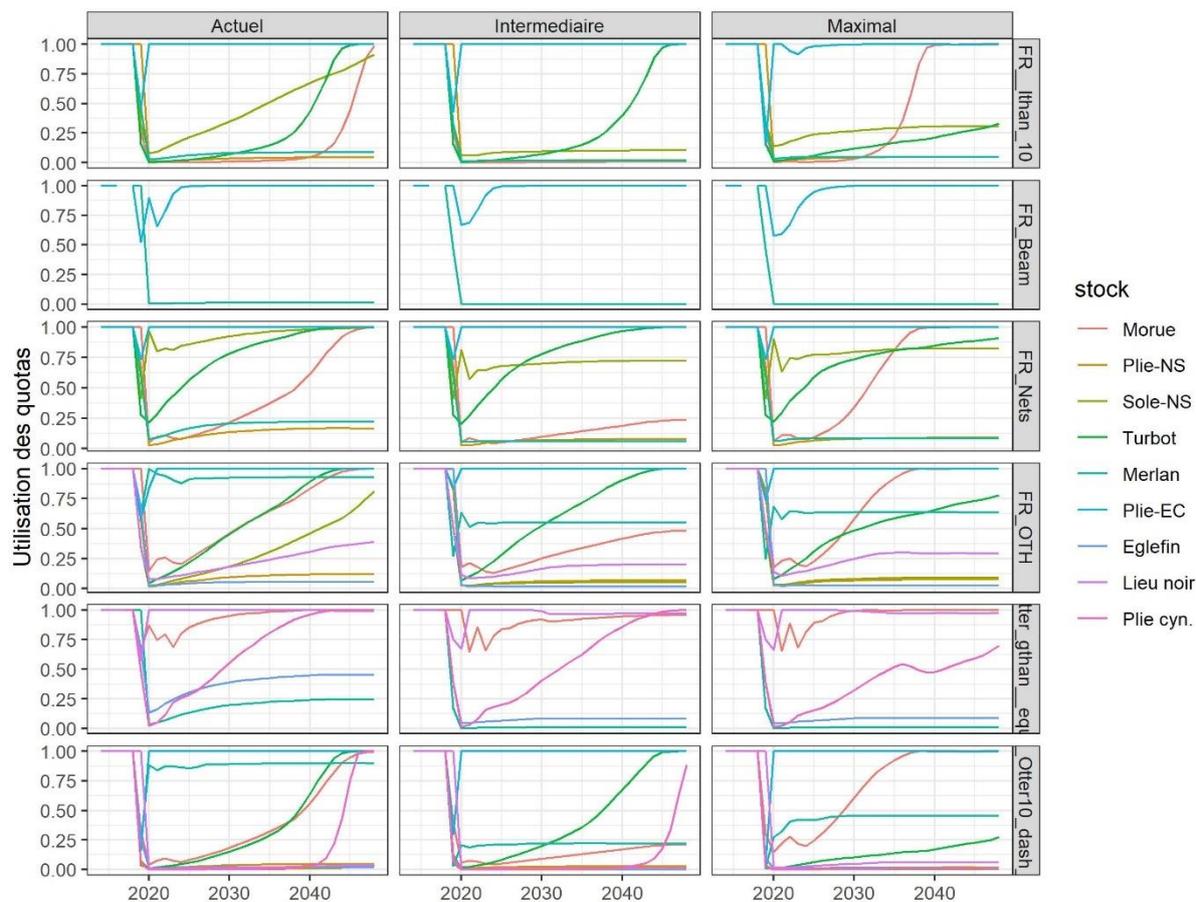
Annexe 10 : Utilisation des quotas dans les trois scénario, avec modèle d'effort dynamique et gestion au RMD (rouge = engins actuels, vert = engins intermédiaire, bleu = engins maximums).



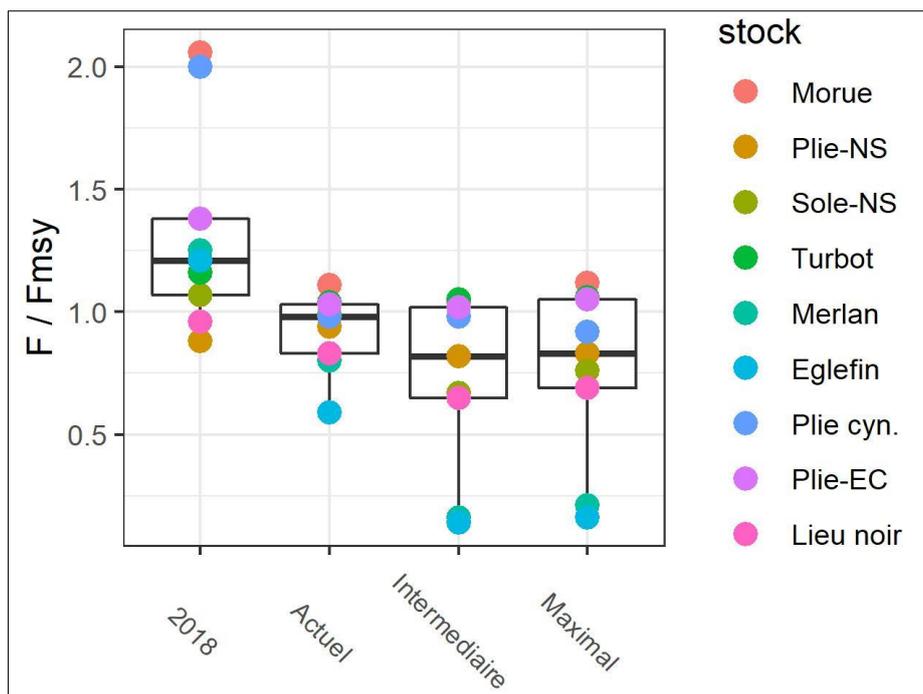
Annexe 11 : Effort total annuel déployé, dans les trois scénarios, avec modèle d'effort dynamique et gestion au RMD (rouge = engins actuels, vert = engins intermédiaire, bleu = engins maximums).



Annexe 12 : Evolution de l'utilisation des quotas avec le modèle d'effort dynamique et une gestion au RMD.



Annexe 13 : Situation des stock avec une gestion au RMD et une réallocation des quotas.

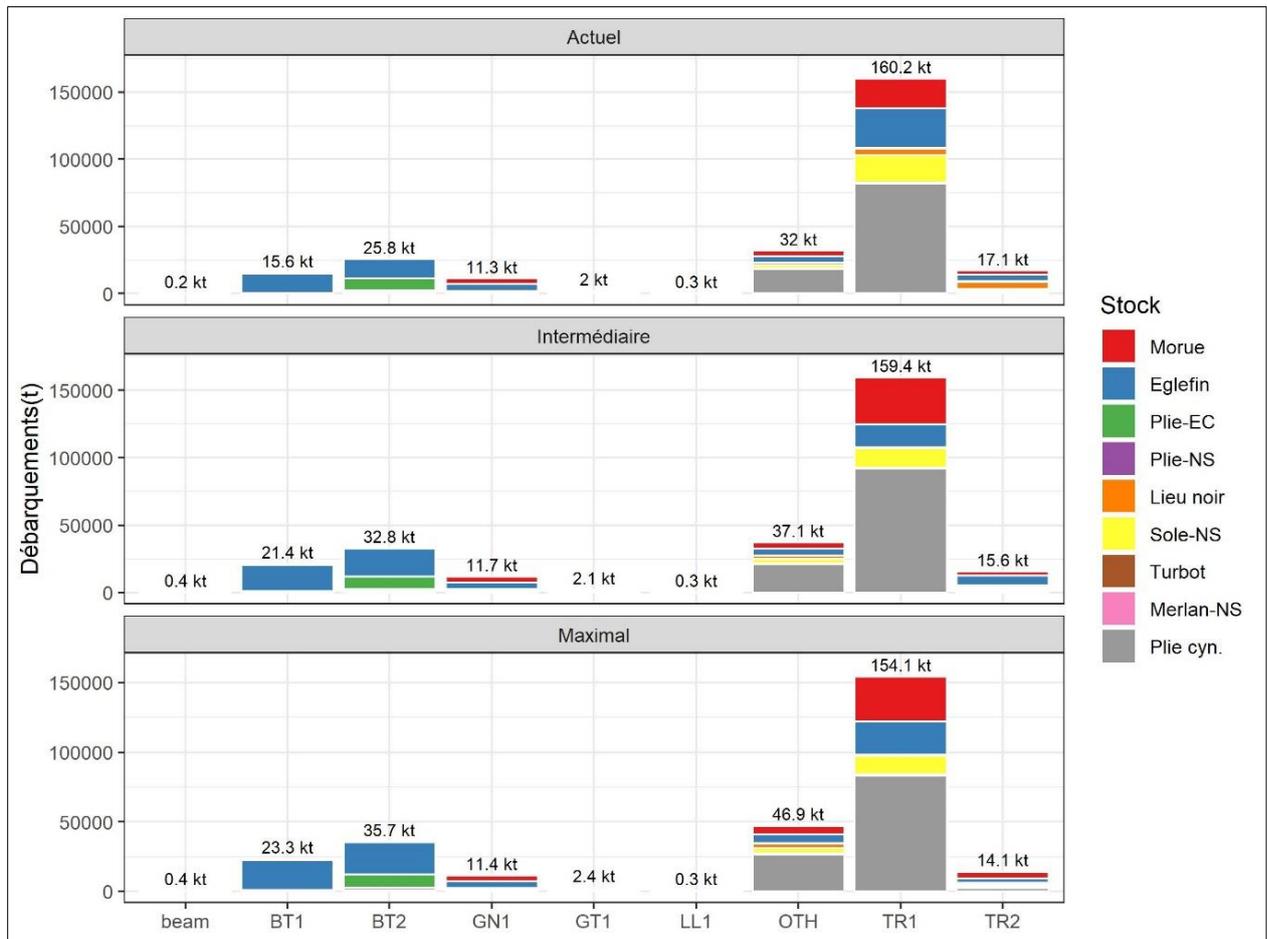


Lorsque l'on s'intéresse aux cibles de gestion, on remarque que dans les trois scénarios de modification d'engin, il y a pour certaines combinaison stocks, flottilles des F supérieurs à la cible de gestion déduite du F_{RMD} . Ce résultat est obtenu même avec la restriction « min », ce qui en théorie n'est pas possible. Mais l'avis calculé sur l'année y pour l'année $y+1$ prend en compte les mortalités par pêches des trois dernières années. Dans le script, la réallocation des quotas intervient après avoir calculé l'avis, et on passe ensuite à l'année $y+1$. Les quotas étant mieux réparti, les flottilles moins contraintes, elles peuvent donc pour un même effort capturer plus que le quota, puisque le 'quota' servant à calculer l'effort, a été revu à la hausse pour certaines flottilles. Les captures augmentant, la mortalité par pêche d'un stock pourront être supérieures à celle visée. C'est pourquoi certains stocks sont dans les trois scénarios 'légèrement' surexploités par rapport au 'RMD'.

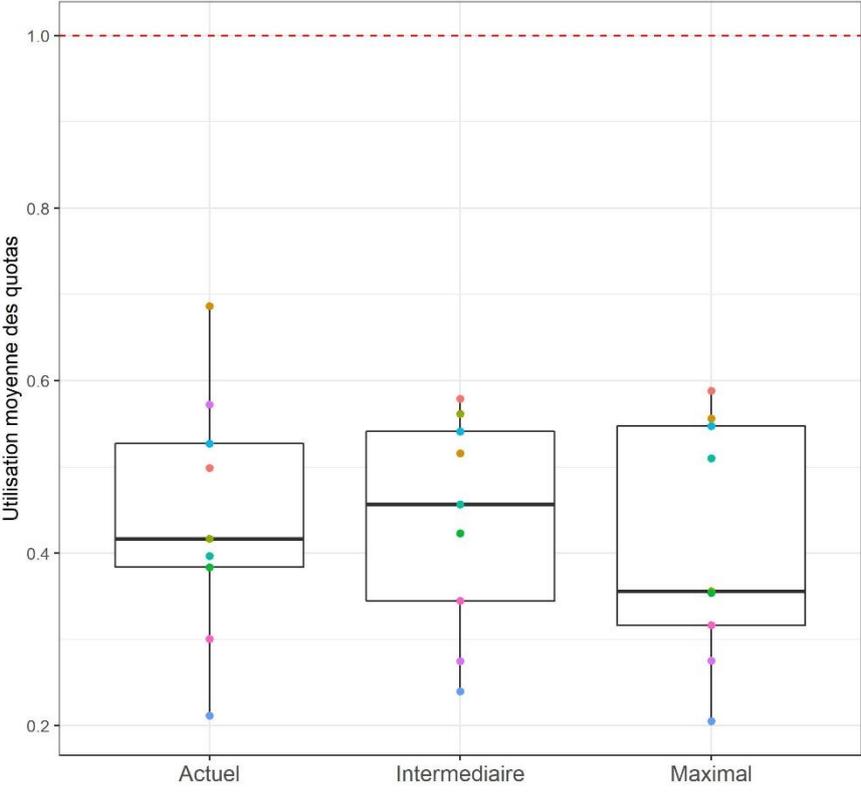
Annexe 14 : Evolution par stock de trois indicateurs en âges, issues du modèle dynamique, et d'une gestion au RMD.

	t_{c opt}			t_{c50}			Age moyen repro			
	Actuel	Inter	Max	Actuel	Inter	Max	Actuel	Inter	Max	2018
Morue	3.15	3.12	3.15	1.72	3.02	3.13	3.14	3	2.95	2.88
Eglefin	2.44	2.17	2.19	2.07	4.36	4.28	5.17	5.26	5.25	4.45
Plie-EC	3.02	3.01	3.03	2.24	2.25	2.96	4.38	4.38	4.29	4.67
Plie-NS	7.29	7.11	7.11	1.76	2.34	2.46	6.52	6.5	6.37	5.64
Lieu noir	5.54	5.32	5.36	2.54	5.6	5.52	6.15	6.13	6.1	5.89
Sole-NS	5.76	5.16	5.33	1.61	3.43	3.38	5.76	5.7	5.55	5.05
Turbot	4.00	4.01	4.02	2.53	2.67	2.88	4.51	4.39	4.33	4.62
Merlan-NS	3.86	3.71	3.72	3.3	3.71	3.94	2.24	2.5	2.47	2.2
Plie cyn.	6.34	6.34	6.28	4.47	4.91	5.13	6.98	6.95	6.93	7.01

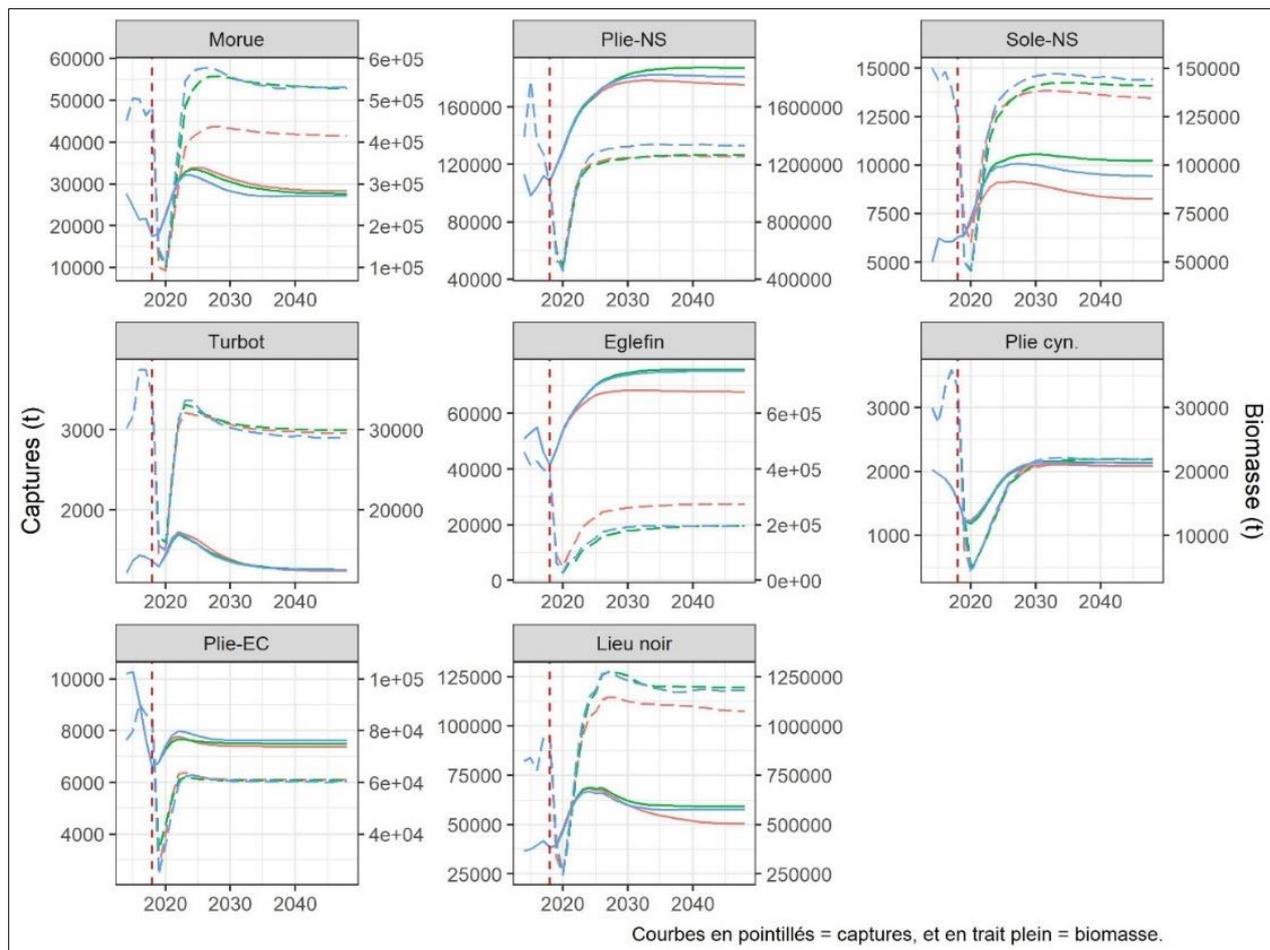
Annexe 15 : Débarquements par engins, avec modèle d'effort dynamique et une gestion au RMD.



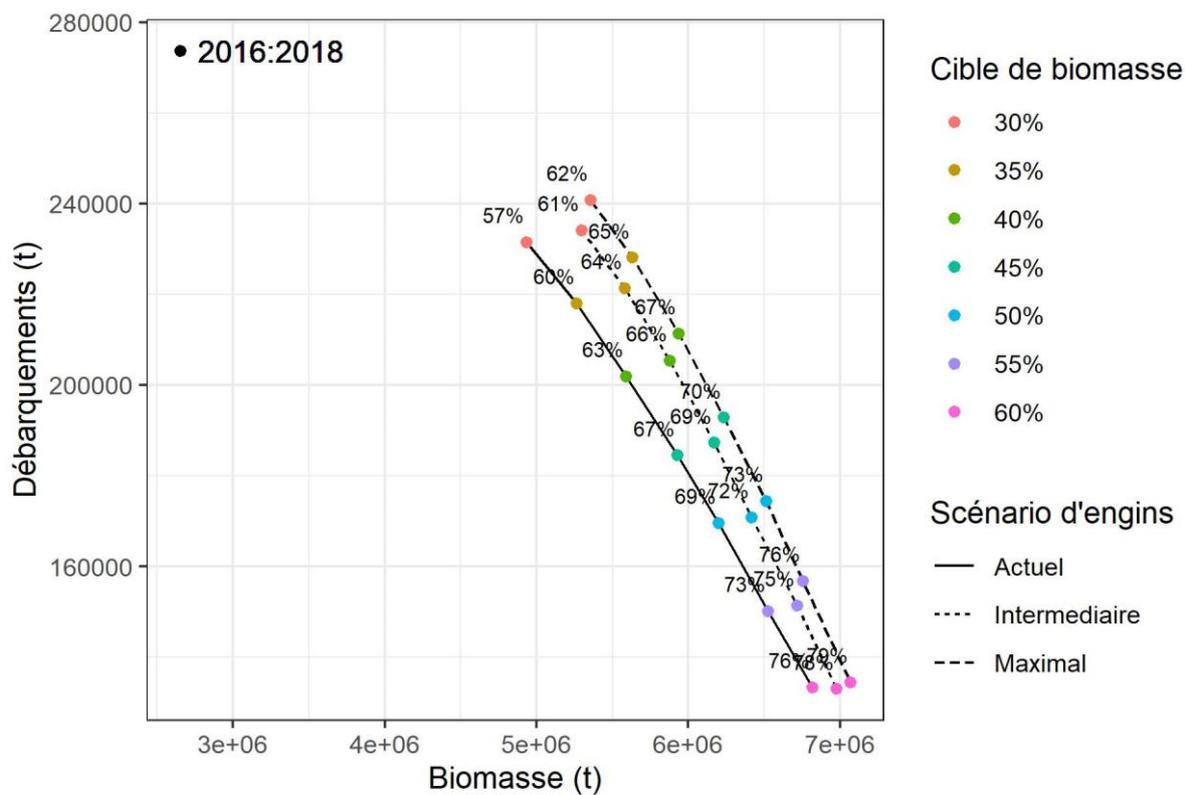
Annexe 16 : Utilisation des quotas dès la première année de simulation avec une gestion au RMD.



Annexe 17 : Captures et biomasses des stocks, avec modèle d'effort dynamique et une gestion au RMD (rouge = engins actuels, vert = engins intermédiaire, bleu = engins maximums).



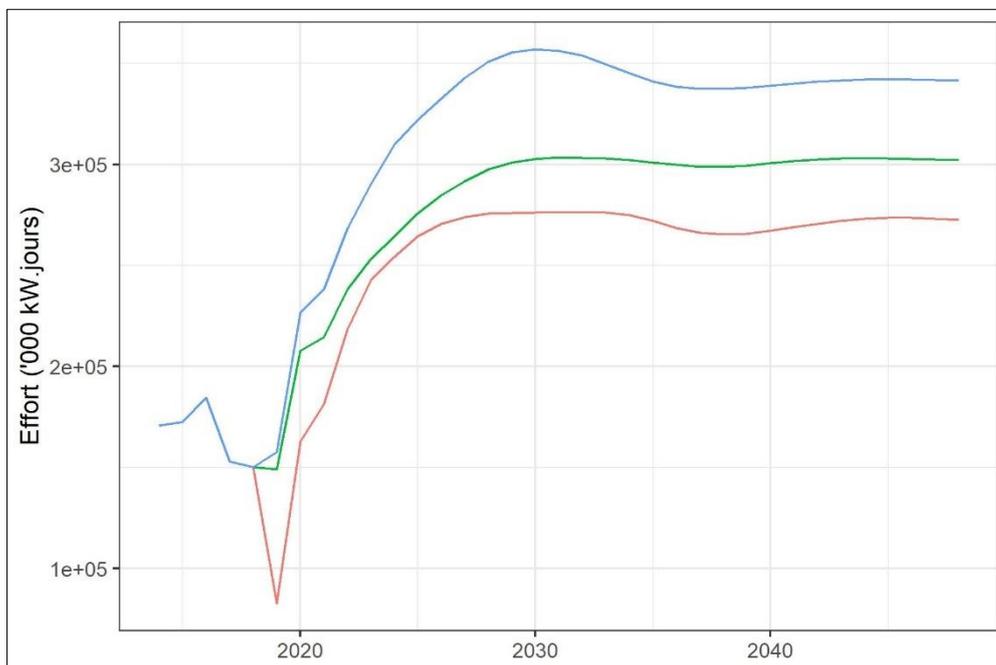
Annexe 18 : Biomasses et débarquements issues la règle de gestion aux biomasses relatives et réallocation des quotas (biomasses relatives moyennes).



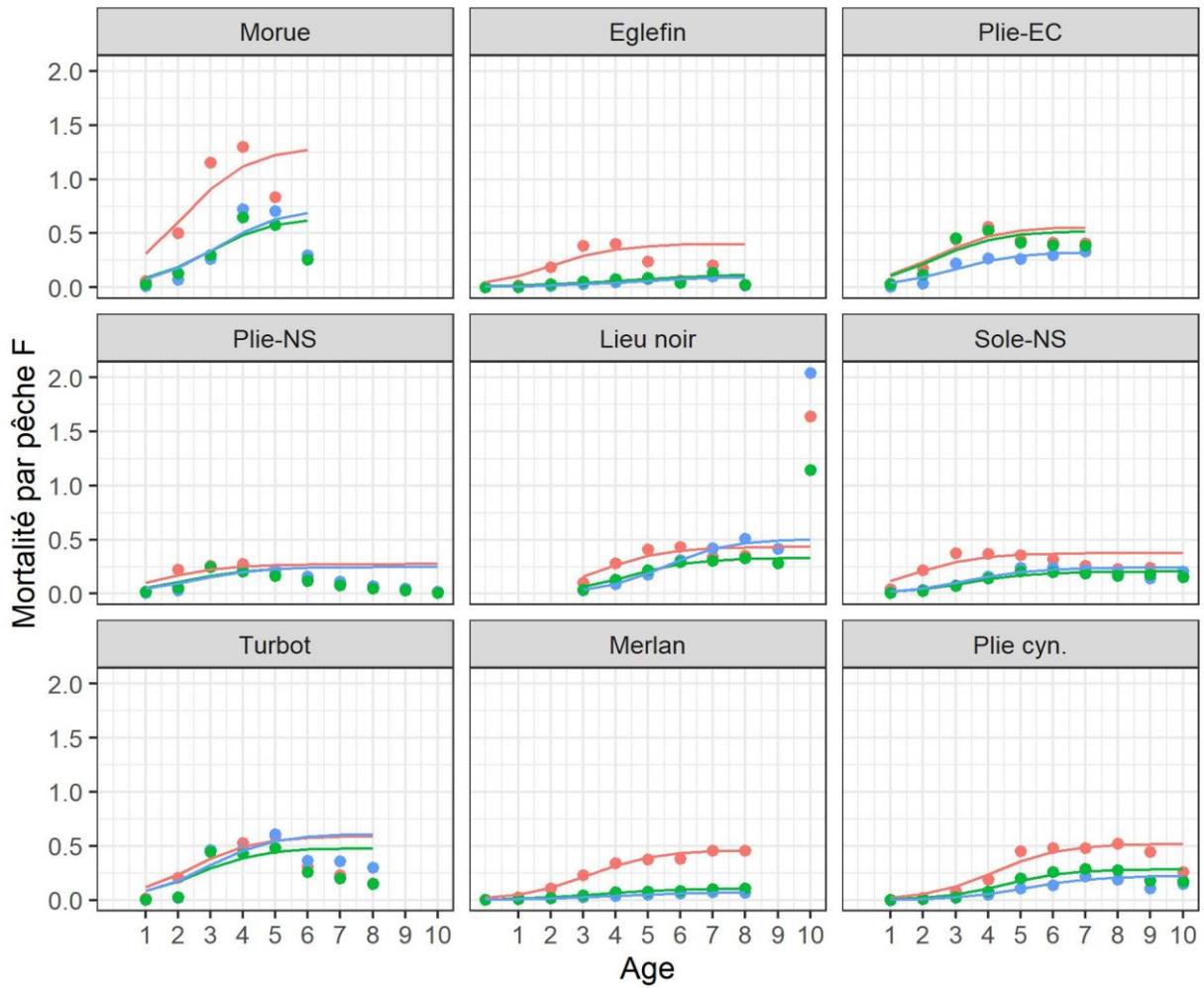
Annexe 19 : Evolution par stock de trois indicateurs en âges par stock, issues du modèle d'effort dynamique, et d'une gestion au Biomasses relatives.

	$t_{c\ opt}$			t_{c50}			Age moyen repro			
	Actuel	Inter	Max	Actuel	Inter	Max	Actuel	Inter	Max	2018
Morue	3.00	2.89	2.89	1.63	2.80	2.94	3.48	3.53	3.52	2.88
Eglefin	2.36	2.13	2.14	2.05	4.21	3.93	5.24	5.39	5.39	4.45
Plie-EC	2.99	2.95	3.00	2.18	2.20	3.02	4.40	4.44	4.31	4.67
Plie-NS	6.58	6.34	6.20	1.82	2.31	2.41	6.97	6.97	6.95	5.64
Lieu noir	4.92	4.66	4.66	3.45	5.4	5.23	6.74	6.66	6.68	5.89
Sole-NS	5.08	4.53	4.55	1.60	3.30	3.16	6.37	6.32	6.35	5.05
Turbot	3.52	3.49	3.41	2.46	2.64	2.86	5.10	5.02	5.01	4.62
Merlan-NS	3.84	3.70	3.71	3.52	3.85	4.08	2.27	2.53	2.5	2.2
Plie cyn.	6.03	5.98	5.76	4.43	4.91	5.08	7.32	7.33	7.46	7.01

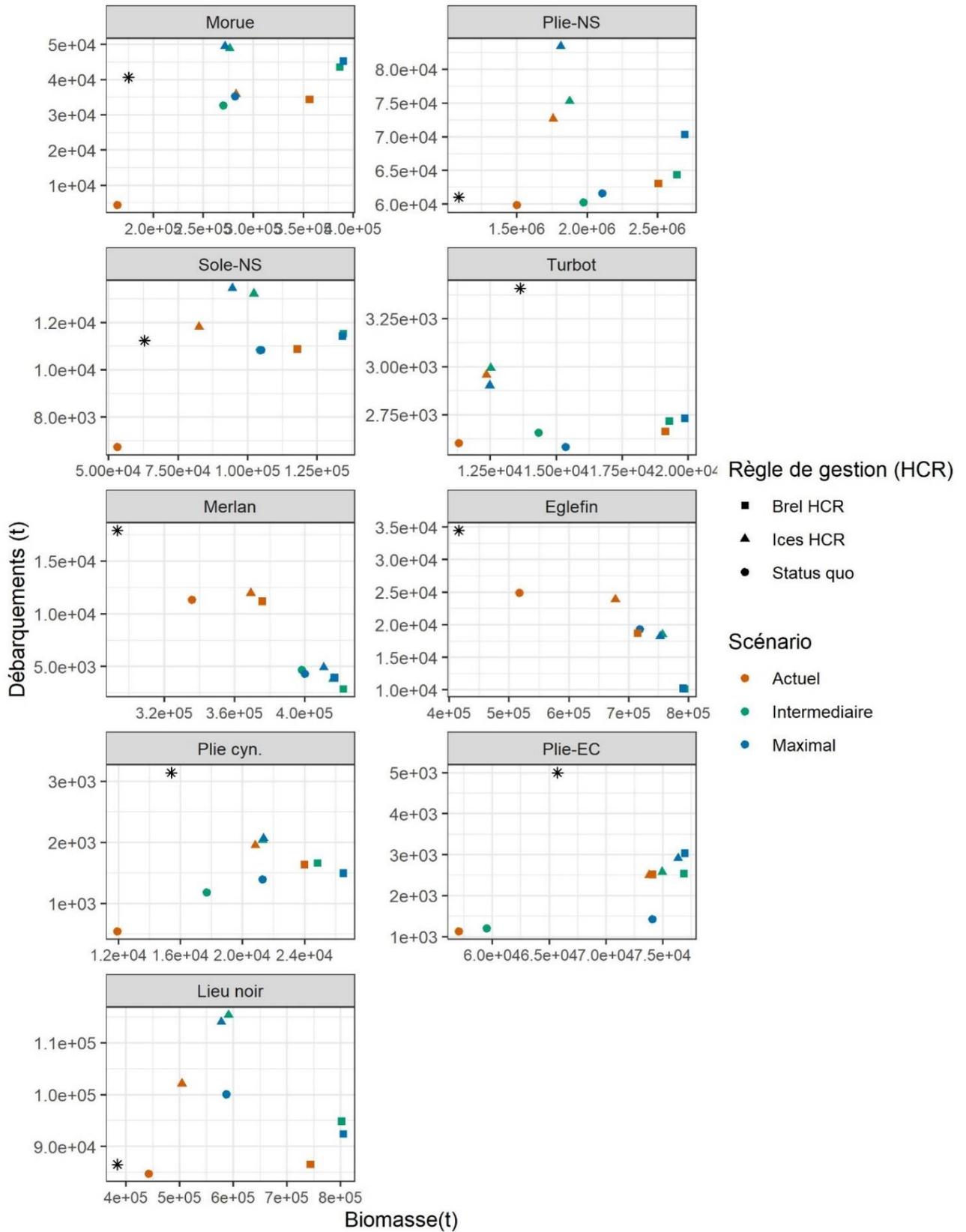
Annexe 20 : Effort total annuel déployé, dans les trois scénarios, avec le modèle d'effort dynamique et une gestion aux biomasses relatives à 30% (rouge = engins actuels, vert = engins intermédiaire, bleu = engins maximaux).



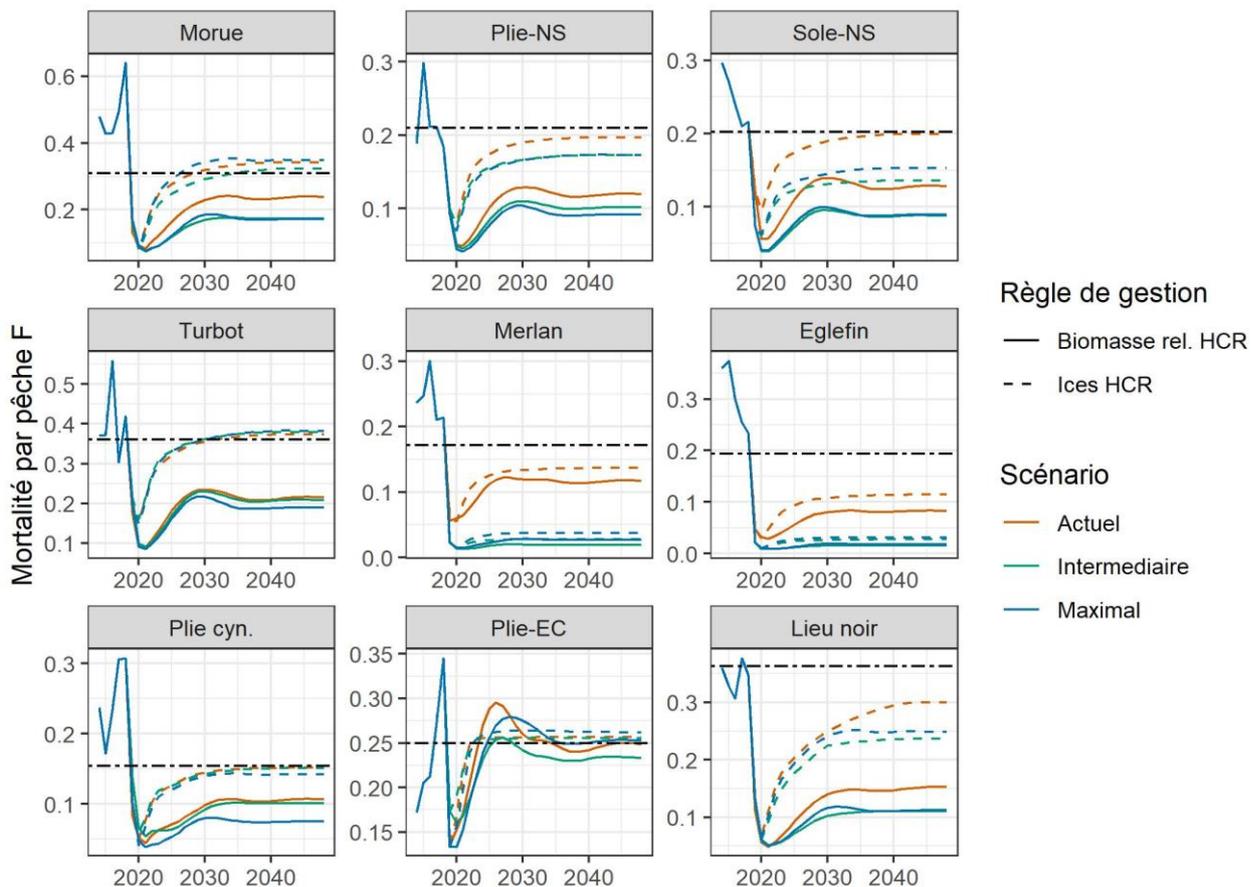
Annexe 21 : Ajustement de sigmoïdes sur les mortalités aux âges pour estimer l'âge de première capture des stocks. F_a issus des simulations avec un effort dynamique et une gestion au RMD.



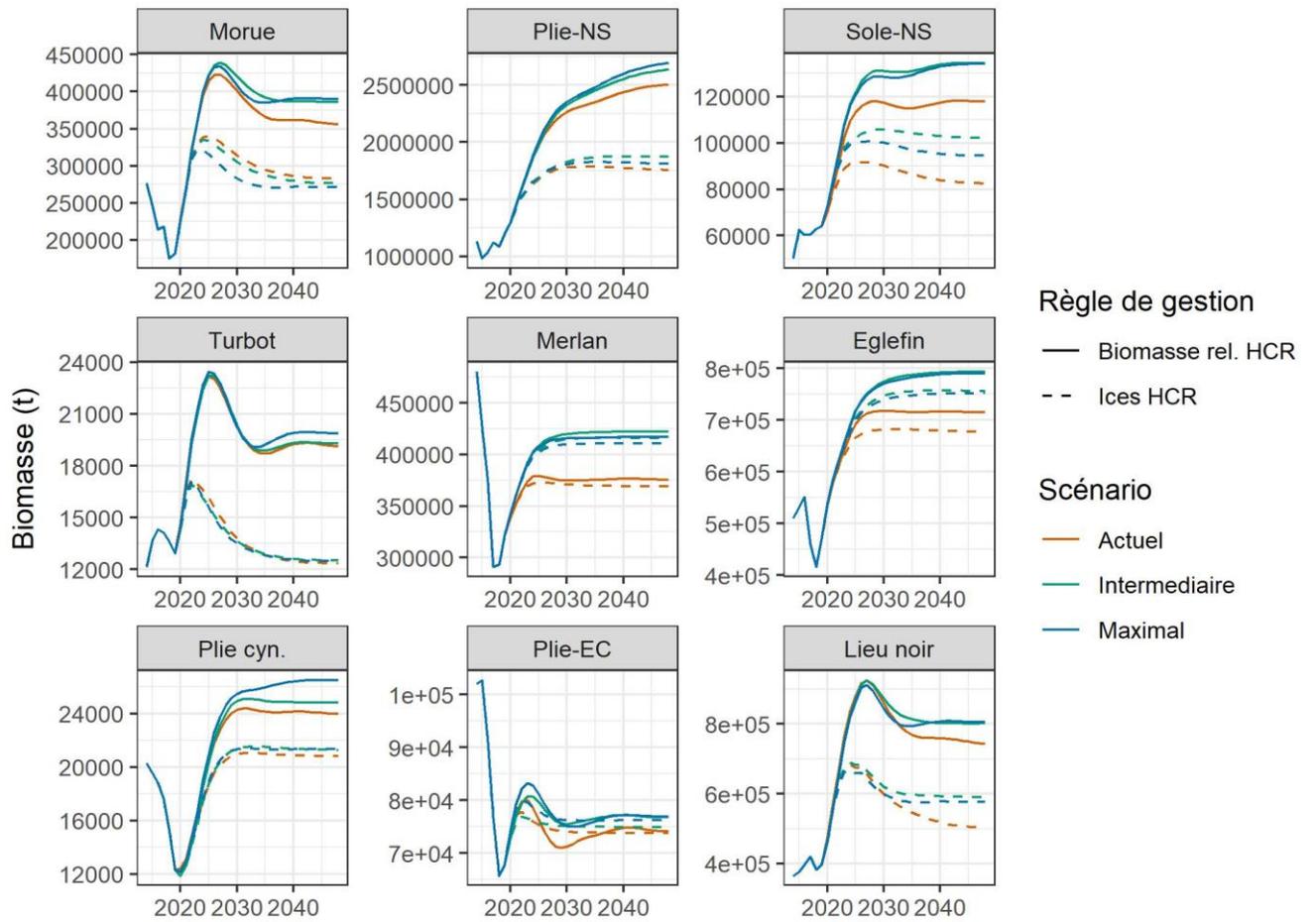
Annexe 22 : Comparaison, stock par stock, de l'état des biomasses en fonction des engins implémentés et de la règle de gestion (point noir = situation 2018).



Annexe 23 : Evolution de mortalités par pêches issues des modèles d'efforts dynamiques, avec les différentes règles de gestion, et les différentes modifications d'engins de pêche. La ligne horizontale représentant le F_{RMD} .



Annexe 24 : Evolution des biomasses des modèles d'efforts dynamiques, avec les différentes règles de gestion, et les différentes modifications d'engins de pêche.



Bibliographie

- Berkeley SA, Hixon MA, Larson RJ, Love MS** (2004) Fisheries Sustainability via Protection of Age Structure and Spatial Distribution of Fish Populations. *Fisheries* **29**: 23–32
- Beverton RJH, Holt SJ** (1957) On the Dynamics of Exploited Fish Populations. doi: 10.1007/978-94-011-2106-4
- Biseau A** (2020) Diagnostic 2019 sur les ressources halieutiques débarquées par la pêche française (métropolitaine).
- Brunel T, Piet GJ** (2013) Is age structure a relevant criterion for the health of fish stocks? *ICES J Mar Sci* **70**: 270–283
- Buchheister A, Miller TJ, Houde ED** (2017) Evaluating Ecosystem-Based Reference Points for Atlantic Menhaden. *Mar Coast Fish* **9**: 457–478
- Chuenpagdee R** (1990) Population study of female plaice (*Pleuronectes platessa* L.) in Anglesey: sexual maturity, growth and mortality. University of Wales, U.K.
- CIEM** (2014) Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). 8–15 April 2014. Copenhagen, Denmark.
- CIEM** (2020a) Glossary - ICES Glossary. ICES, <https://www.ices.dk/lists/glossary/>
- CIEM** (2020b) Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK). doi: 10.17895/ICES.PUB.6092
- CIEM** (2020c) 2019 Report of Working Group on Mixed Fisheries Advice (WGMIXFISH-ADVICE). doi: 10.17895/ICES.PUB.7508
- CIEM** (2020d) Greater North Sea Ecoregion - Fisheries overview. doi: 10.17895/ICES.PUB.4647
- CIEM** (2020e) Greater North Sea Ecoregion – Ecosystem overview. 21
- Common Fisheries Policy** (2013) Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy. 22–61
- Daan N, Gislason H, G. Pope J, C. Rice J** (2005) Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES J Mar Sci* **62**: 177–188
- Dewals J-F, Gascuel D** (2020) Les dimensions, critères et indicateurs de durabilité des pêches françaises, pré-étude. 10
- FAO, ed** (1995) Code of conduct for responsible fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Fauconnet L, Rochet M-J** (2016) Fishing selectivity as an instrument to reach management objectives in an ecosystem approach to fisheries. *Mar Policy* **64**: 46–54
- Froese R, Stern-Pirilot A, Winker H, Gascuel D** (2008) Size matters: How single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fish Res* **92**: 231–241

- Froese R, Sampang A** (2013) Potential Indicators and Reference Points for Good Environmental Status of Commercially Exploited Marine Fishes and Invertebrates in the German EEZ.
- Froese R, Winker H, Gascuel D, Sumaila UR, Pauly D** (2016) Minimizing the impact of fishing. *Fish Fish* **17**: 785–802
- Garcia D, Sánchez S, Prellezo R, Urtizberea A, Andrés M** (2017) FLBEIA: A simulation model to conduct Bio-Economic evaluation of fisheries management strategies. *SoftwareX* **6**: 141–147
- Gascuel D, Bez N, Forest A, Guillotreau P, Laloë F, Lobry J, Mahévas S, Mesnil B, Rivot E, Rochette S, et al** (2011a) A future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d'Halieumétrie). *Fish Res* **109**: 1–6
- Gascuel D, Bozec Y-M, Chassot E, Colomb A, Laurans M** (2005) The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. *ICES J Mar Sci* **62**: 443–452
- Gascuel D, Coll M, Fox C, Guénette S, Guitton J, Kenny A, Knittweis L, Nielsen JR, Piet G, Raid T, et al** (2016) Fishing impact and environmental status in European seas: a diagnosis from stock assessments and ecosystem indicators. *Fish Fish* **17**: 31–55
- Gascuel D, Guénette S, Pauly D** (2011b) The trophic-level-based ecosystem modelling approach: theoretical overview and practical uses. *ICES J Mar Sci* **68**: 1403–1416
- Gislason H** (1998) Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. *ICES J Mar Sci* **55**: 362–370
- Grimaldo E, Sistiaga M, Herrmann B, B.Larsen R** (2016) Trawl Selectivity in the Barents Sea Demersal Fishery. *Fish Aquac Mod World*. doi: 10.5772/63019
- He JX, Stewart DJ** (2001) Age and Size at First Reproduction of Fishes: Predictive Models Based Only on Growth Trajectories. *Ecology* **82**: 784–791
- Hidalgo M, Rouyer T, Molinero J, Massutí E, Moranta J, Guijarro B, Stenseth N** (2011) Synergistic effects of fishing-induced demographic changes and climate variation on fish population dynamics. *Mar Ecol Prog Ser* **426**: 1–12
- Hislop JRG, Shanks AM** (1981) Recent investigations on the reproductive biology of the haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, of the northern North Sea and the effects on fecundity of infection with the copepod parasite *Lernaecera branchialis*. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* **39**(2):244-251.
- ICES** (1996) Report of the working group on the assessment of demersal stocks in the North Sea and Skagerrak.
- Jennings S, Reynolds JD, Mills SC** (1998) Life history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* **265**: 333–339
- Jennings S, Greenstreet S, Hill L, Piet G, Pinnegar J, Warr KJ** (2002) Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Mar Biol* **141**: 1085–1097
- Jones BW, Jónsson J** (1971) Coalfish tagging experiments at Iceland.

- Jones R** (1983) An investigation of North Sea haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) length-at-age data, with particular reference to the effects on growth of the outstanding year classes of 1962 and 1967. *ICES J Mar Sci* **41**: 50–62
- Kell LT, Mosqueira I, Grosjean P, Fromentin J-M, Garcia D, Hillary R, Jardim E, Mardle S, Pastoors MA, Poos JJ, et al** (2007) FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. *ICES J Mar Sci* **64**: 640–646
- Kjesbu OS, Bogstad B, Devine JA, Gjøsæter H, Howell D, Ingvaldsen RB, Nash RDM, Skjærraasen JE** (2014) Synergies between climate and management for Atlantic cod fisheries at high latitudes. *Proc Natl Acad Sci* **111**: 3478–3483
- Mackinson S, Daskalov G** (2007) An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. 196
- Magnussen E** (2007) Interpopulation comparison of growth patterns of 14 fish species on Faroe Bank: are all fishes on the bank fast-growing? *J Fish Biol* **71**: 453–475
- Marchal P, Andersen B, Caillart B, Eigaard O, Guyader O, Hovgaard H, Iriondo A, Le Fur F, Sacchi J, Santurtún M** (2007) Impact of technological creep on fishing effort and fishing mortality, for a selection of European fleets. *ICES J Mar Sci* **64**: 192–209
- MSFD** (2008) Directive 2008/56/CE du parlement européen et du conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin»). *J Off Union Eur* 18
- Nguyen KQ, Winger PD, Morris C, Grant SM** (2017) Artificial lights improve the catchability of snow crab (*Chionoecetes opilio*) traps. *Aquac Fish* **2**: 124–133
- O'Brien CM, Fox CJ, Planque B, Casey J** (2000) Climate variability and North Sea cod. *Nature* **404**: 142–142
- Pauly D** (1978) A preliminary Compilation of fish length growth parameters.
- Pella JJ, Tomlinson PK** (1969) A generalized stock-production model. *Gen. Stock-Prod. Model.* pp 421–458
- Prellezo R, Carmona Igartua I, Garcia D, Arregi L, Ruiz J, Onandia I** (2017) Bioeconomic assessment of a change in fishing gear selectivity: The case of a single-species fleet affected by the landing obligation. *Sci Mar*. doi: 10.3989/scimar.04597.18A
- Punt AE, Smith ADM** (1999) Harvest strategy evaluation for the eastern stock of gemfish (*Rexea solandri*). *ICES J Mar Sci* **56**: 860–875
- Quinn TJ, Deriso RB** (1999) Quantitative fish dynamics. Oxford university press, New York Oxford
- R Development Core Team** (2010) a language and environment for statistical computing: reference index. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Raakjær Nielsen J, Mathiesen C** (2003) Important factors influencing rule compliance in fisheries lessons from Denmark. *Mar Policy* **27**: 409–416

- Rosenberg A, Restrepo V** (2011) Uncertainty and Risk Evaluation in Stock Assessment Advice for U.S. Marine Fisheries. *Can J Fish Aquat Sci* **51**: 2715–2720
- Servili A, Canario AVM, Mouchel O, Muñoz-Cueto JA** (2020) Climate change impacts on fish reproduction are mediated at multiple levels of the brain-pituitary-gonad axis. *Gen Comp Endocrinol* **291**: 113439
- Shannon L, Coll M, Bundy A, Gascuel D, Heymans J, Kleisner K, Lynam C, Piroddi C, Tam J, Travers-Trolet M, et al** (2014) Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Mar Ecol Prog Ser* **512**: 115–140
- Speirs DC, Greenstreet SPR, Heath MR** (2016) Modelling the effects of fishing on the North Sea fish community size composition. *Ecol Model* **321**: 35–45
- Suuronen P, Tschernij V, Jounela P, Valentinsson D, Larsson P-O** (2007) Factors affecting rule compliance with mesh size regulations in the Baltic cod trawl fishery. *ICES J Mar Sci* **64**: 1603–1606
- Townhill B, Maxwell D, Engelhard G, Simpson S, Pinnegar J** (2015) Historical Arctic Logbooks Provide Insights into Past Diets and Climatic Responses of Cod. *PLoS One* **10**: e0135418
- Travers-Trolet M, Bourdaud P, Genu M, Velez L, Vermard Y** (2020) The Risky Decrease of Fishing Reference Points Under Climate Change. *Front Mar Sci* **7**: 850
- UE** (2021) Eurostat - Data Explorer, Catches - north-east Atlantic.
- Ulrich C, Reeves SA, Vermard Y, Holmes SJ, Vanhee W** (2011) Reconciling single-species TACs in the North Sea demersal fisheries using the Fcube mixed-fisheries advice framework. *ICES J Mar Sci* **68**: 1535–1547
- UN** (2012) The future that we want. Outcome of the United Nations Conference on Sustainable Development. Rio de Janeiro, Brazil. United nations.
- Uusi-Heikkilä S, Whiteley AR, Kuparinen A, Matsumura S, Venturelli PA, Wolter C, Slate J, Primmer CR, Meinelt T, Killen SS, et al** (2015) The evolutionary legacy of size-selective harvesting extends from genes to populations. *Evol Appl* **8**: 597–620
- Wang H-Y, Shen S-F, Chen Y-S, Kiang Y-K, Heino M** (2020) Life histories determine divergent population trends for fishes under climate warming. *Nat Commun* **11**: 4088

 	Diplôme : Ingénieur agronome Spécialité : Ingénieur agronome Spécialisation / option : Sciences halieutiques et aquacoles (Ressources et Ecosystèmes Aquatiques) Enseignant référent : Etienne Rivot
Auteur(s) : Thomas Outrequin Date de naissance* : 14/11/1998	Organisme d'accueil : UMR Ecologie et Santé des Ecosystèmes, L'Institut Agro Adresse : 65 rue de Saint-Brieuc, Rennes
Nb pages : 35 Annexe(s) : 24	Maître de stage : Didier Gascuel, Youen Vermard
Année de soutenance : 2021	
Titre français : La modification des engins de pêche peut-elle réduire l'impact de la pêche sur les ressources halieutiques ? Cas d'étude de la mer du nord	
Titre anglais : Technical regulations, a way to reduce the impact on fishery resources? North Sea as a case study	
Résumé : La réglementation technique est parfois considérée comme d'importance secondaire. Elle détermine pourtant en partie le niveau d'impact de la pêche à l'échelle de chacun des stocks exploités et à l'échelle de l'écosystème, mais aussi les potentiels de capture et les points de référence servant à la gestion des pêcheries. L'intérêt de ces réglementations techniques est souvent analysé à l'échelle d'un seul stock. Dans la présente étude on montre qu'elles pourraient constituer un premier pas vers l'Approche écosystémique de pêches (AEP). L'impact de la pêche est analysé à l'échelle de la Mer du Nord, en se focalisant sur le cas des ressources halieutiques benthodémersales. On s'appuie sur le modèle FLBEIA qui prend en compte l'ensemble des flottilles qui pêchent en mer du Nord. Ce modèle permet de simuler divers scénarios portant sur l'effort de pêche et sur la modification des engins de pêche. Les effets qu'auraient à court terme et à long terme une augmentation de la sélectivité des principaux engins (mailles plus grandes, engins de pêche plus complexes), ainsi que différents scénarios de gestion de l'effort de pêche (E statu quo, F_{RMD} , Biomasses cibles ...) sont mis en évidence. On montre ainsi que l'augmentation des maillages conduit à une réduction très forte de l'impact de la pêche, et à une meilleure utilisation des ressources halieutiques par les flottilles de mer du nord.	
Abstract : Technical regulations are sometimes considered to be of secondary importance. However, they determine the level of impact on each exploited stocks and at the scale of the whole ecosystem. In addition, those regulations determine the potential catch and reference points used for the management of fisheries. The effects of such technical regulations are often analyzed at the scale of a single stock. The study shows that it could be a first step towards the Ecosystem Approach to Fisheries (EAF). The impact of fishing is analyzed at the scale of the North Sea, focusing on the case of benthic and demersal fisheries resources. We rely on the FLBEIA model which takes into account all the fleets performing in the North Sea and allows us to run various scenarios concerning the fishing effort and the modification of the fishing gears. Short-term and long-term effect of an increase in the selectivity of the main gears (mesh size increase, more complex fishing gears), as well as different management rules scenarios (E statu quo, F_{MSY} , Biomass targets ...) are assessed. It is shown that the mesh size increase leads to a large reduction of fishing impact, and to a better use of fishery resources from the North Sea fleet.	
Mots-clés : Gestion des pêches, sélectivité, pêcherie mixte, Mer du Nord.	
Key Words: Fisheries management, fishing selectivity, mixed fisheries, North Sea.	