



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/013

Région des Maritimes

Évaluation du cadre pour le flétan de l'Atlantique sur le plateau néo-écossais et dans le sud des Grands Bancs (divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO)

S. Johnson², B. Hubley¹, S.P. Cox², C.E. den Heyer¹ et L. Li¹

¹ Division de l'écologie des populations
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

²Landmark Fisheries Research
Coquitlam (Colombie-Britannique), Canada

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par la
ministre des Pêches et des Océans, 2024.

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-70060-1 N° de catalogue Fs70-5/2024-013F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Johnson, S., Huble, B., Cox, S.P., den Heyer, C.E., and Li, L. 2024. Évaluation du cadre pour le flétan de l'Atlantique sur le plateau néo-écossais et dans le sud des Grands Bancs (divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/013. iv + 62 p.

Also available in English:

Johnson, S., Huble, B., Cox, S.P., den Heyer, C.E., and Li, L. 2024. Framework Assessment of Atlantic Halibut on the Scotian Shelf and Southern Grand Banks (NAFO Divisions 3NOPs4VWX5Zc). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/013. iv + 58 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
DONNÉES D'ENTRÉE	1
DÉBARQUEMENTS.....	2
COMPOSITION SELON LA LONGUEUR.....	3
DESCRIPTION DU MODÈLE	3
MODÈLE STATISTIQUE DES PRISES SELON L'ÂGE ET LA LONGUEUR	3
DYNAMIQUE D'ÉTAT DU MODÈLE SISCAL.....	3
MODÈLES D'OBSERVATION, FONCTIONS DE VRAISEMBLANCE ET VALEURS A PRIORI.....	5
OBSERVATIONS DE L'INDICE DU RELEVÉ.....	5
MODÈLES D'OBSERVATION DE LA COMPOSITION SELON LA LONGUEUR	5
FONCTION OBJECTIVE ET OPTIMISATION	5
SIMULATIONS DES STRATÉGIES DE RÉCOLTE	6
ALGORITHME DE SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE POUR L'ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE RÉCOLTE.....	7
PARAMÈTRES DE RENDEMENT.....	8
RÉSULTATS.....	9
AJUSTEMENTS AUX DONNÉES SUR L'ABONDANCE ET LA COMPOSITION SELON LA LONGUEUR.....	9
ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE, DU RECRUTEMENT ET DE L'EXPLOITATION	10
RÉSULTATS DE LA SIMULATION DE LA STRATÉGIE DE RÉCOLTE	10
DISCUSSION.....	12
RÉFÉRENCES CITÉES	14
TABLEAUX	16
FIGURES	29
ANNEXE A.....	55
DONNÉES DU RELEVÉ DE RECHERCHE DANS LA ZONE 3 DE L'OPANO	55
ANNEXE B.....	59
ALLOMÉTRIE POSITIVE ENTRE LA FÉCONDITÉ ET LE POIDS ET REMISE À L'EAU VOLONTAIRE DES GRANDS FLÉTANS	59
MODÈLES OPÉRATIONNELS	59
PROCÉDURES DE GESTION.....	60
RÉSULTATS	60

RÉSUMÉ

Le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) est un gros poisson plat sexuellement dimorphe; c'est l'espèce de poisson de fond ayant actuellement la plus grande valeur en poids au débarquement sur la côte de l'Atlantique. Les auteurs du Cadre d'évaluation de 2014 pour les stocks de flétan de l'Atlantique du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs ont élaboré un modèle statistique des prises selon la longueur (SCAL) pour estimer la biomasse historique, la mortalité par pêche, le recrutement à l'âge 1 et les points de référence biologiques. Ils ont ensuite utilisé les résultats du modèle SCAL pour conditionner, ou paramétrer, un modèle opérationnel structuré selon l'âge servant à évaluer le rendement des autres procédures temporaires sur le TAC. Le présent document décrit le modèle statistique intégré spatialement des prises selon la longueur (SISCAL) adapté pour le flétan de l'Atlantique ainsi qu'une mise à jour des données et du logiciel, mais il ne décrit pas la structure de base du modèle SCAL qui est inclus ici à des fins de comparaison. Le modèle SISCAL estime la biomasse du stock reproducteur de 2021 à 31,1 kt, avec un intervalle de crédibilité à 95 % (25, 36), soit la biomasse estimée la plus élevée de la série chronologique. Ce stock a augmenté par rapport à l'état fortement épuisé observé dans les années 1990, et il semble profiter récemment d'une période de fort recrutement. Les estimations de la biomasse totale et de la biomasse des poissons de taille réglementaire (qui est de plus de 81 cm depuis 1994) se situent également à des niveaux records. Les taux d'exploitation récents correspondent au niveau cible de la règle de pêche à F constante adoptée en 2014, ce qui est un signe de succès. Les estimations de la mortalité naturelle M ont pu varier au cours de la série chronologique, les estimations récentes (de 2014 à 2021) de M allant de 0,128 à 0,143 pour les mâles et de 0,120 à 0,133 pour les femelles. Nous avons utilisé le modèle SISCAL pour conditionner un modèle opérationnel mis à jour, estimer des points de référence fondés sur le rendement maximal durable et mettre à l'essai une série de procédures de gestion possibles à l'aide de simulations en boucle fermée par rapport aux objectifs de gestion de la pêche du flétan de l'Atlantique.

INTRODUCTION

Le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) est un gros poisson plat sexuellement dimorphe; c'est l'espèce de poisson de fond ayant actuellement la plus grande valeur en poids au débarquement au Canada atlantique. Il y a deux zones de gestion du flétan de l'Atlantique au Canada : le plateau néo-écossais et le sud des Grands Bancs (divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest [OPANO]) et le golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST de l'OPANO), définies principalement à partir d'études par marquage (McCracken 1958, Bowering 1986, Stobo *et al.* 1988) et des différences dans les taux de croissance (Neilson et Bowering 1989). D'autres différences sur le plateau néo-écossais et dans le sud des Grands Bancs, entre les divisions 3NOPs et 4VWX5Zc de l'OPANO, ont été relevées dans la composition selon la taille des prises dans ces zones et ont mené à l'adoption d'une approche de « zone en tant que flotte » pour évaluer le stock (Cox *et al.* 2016).

Le total autorisé des captures (TAC) initial (1998) pour le plateau néo-écossais et le sud des Grands Bancs a été fixé à 3 200 t, puis réduit à moins de 1 000 t, car le quota n'était jamais atteint. En 1994, une limite de taille minimale de 81 cm a été établie. Depuis 1999, le TAC et les débarquements ont été multipliés par cinq. Avant 2010, les avis scientifiques reposaient sur les indices d'abondance provenant du relevé par navire de recherche (NR) de Pêches et Océans Canada (MPO) et des prises par unité d'effort (p. ex. Perley *et al.* 1985, Zwanenburg *et al.* 1997). En 1998, l'industrie, en collaboration avec le MPO, a mis en place un relevé du flétan à la palangre à stations fixes, afin d'obtenir un indice de la biomasse exploitable indépendant de la pêche pour toute la zone de gestion. En 2010, un modèle d'évaluation structuré selon l'âge et fondé sur la longueur a été adopté (Trzcinski *et al.* 2011, Trzcinski et Bowen 2016).

Le Cadre de 2014 pour l'évaluation des stocks de flétan de l'Atlantique du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs a permis d'élaborer de nouvelles méthodes de suivi de la taille et de la productivité du stock (Cox *et al.* 2016). Il a évalué le rendement à long terme de différentes stratégies de TAC et de récolte à F constante au moyen de simulations en boucle fermée. Ces simulations avaient été conditionnées par les estimations du modèle statistique des prises selon la longueur (SCAL) de la biomasse historique du flétan de l'Atlantique, de la mortalité par pêche, du recrutement et des points de référence biologiques, et ont été projetées pour évaluer les risques des autres procédures provisoires pour l'établissement du TAC. Sur la base de l'avis scientifique, le TAC de flétan de l'Atlantique a été fixé depuis 2014 en fonction d'une stratégie axée sur une mortalité par pêche constante ($F = 0,14$) appliquée à l'indice de biomasse exploitable issu du relevé du flétan à la palangre réalisé par le Ministère des Pêches et Océans (MPO) et l'industrie.

Nous présentons ici une version mise à jour du modèle SCAL et nous décrivons un modèle statistique intégré spatialement des prises selon la longueur adapté pour le flétan de l'Atlantique (SISCAL-AH), qui est une mise à jour des données et du logiciel, mais qui a la même structure de base que le modèle SCAL. Nous avons utilisé le modèle SISCAL pour estimer les points de référence fondés sur le rendement maximal durable, conditionner un modèle opérationnel mis à jour et mettre à l'essai une série de procédures de gestion possibles à l'aide de simulations en boucle fermée par rapport aux objectifs de gestion de la pêche du flétan de l'Atlantique. Les objectifs de gestion et les procédures possibles ont été élaborés dans le cadre de consultations avec l'industrie de la pêche du flétan de l'Atlantique.

DONNÉES D'ENTRÉE

Un processus du SCAS a examiné les données d'entrée de ce modèle, y compris les paramètres biologiques, les considérations écosystémiques, les débarquements, les indices

d'abondance, la composition des prises et les estimations de la mortalité, du 23 au 26 novembre 2021 (Li *et al.* Sous presse). De nouvelles données de détermination de l'âge ont été recueillies et un nouveau modèle de croissance est utilisé (Zheng *et al.* En prép.¹).

DÉBARQUEMENTS

Les deux principaux types d'engins de pêche du flétan de l'Atlantique sont le chalut à panneaux (OT) et la palangre (LL), cette dernière étant le type prédominant au cours des dernières années. Les données sur la pêche (débarquements et composition des prises) ont été assemblées séparément pour les divisions 3NOPs et 4VWX5Zc de l'OPANO. Les différences dans la composition des prises entre ces zones indiquent une différence dans la disponibilité des poissons de certaines tailles et donc une sélectivité différente pour chaque zone et chaque type d'engin. Par conséquent, chaque combinaison de zone et de type d'engin est traitée comme une flotte distincte dans le modèle (LL3, LL4, OT3 et OT4) et les données sur les débarquements annuels des quatre flottes sont présentées dans le tableau 1.

INDICES D'ABONDANCE

Le modèle SISCAL a été ajusté à trois indices d'abondance indépendants de la pêche (figure 1). Le nombre moyen stratifié de flétans de l'Atlantique par trait dans le relevé d'été de l'écosystème des Maritimes effectué par navire de recherche (RV_4VWX) commence en 1970. Le relevé de recherche capture généralement des flétans de l'Atlantique plus petits (< 81 cm) et constitue le principal indicateur du recrutement dans la pêche. Ce relevé capture généralement des flétans de l'Atlantique plus petits (moins de 81 cm) et constitue le principal indicateur du recrutement dans la pêche. Il va de 1970 à 2020, mais a été limité à la division 4X en 2018 en raison de problèmes mécaniques. Le nombre moyen de flétans de l'Atlantique par trait dans la division 4X en 2018 (0,53) se situait entre le nombre moyen de flétans de l'Atlantique par trait dans les divisions 4VWX en 2017 (0,62) et 2019 (0,41), de sorte que le retrait de ce point de données n'aurait pas d'incidence majeure sur les résultats du modèle. La partie à stations fixes du relevé du flétan à la palangre du MPO et de l'industrie commence en 1998 et les stations ont été initialement attribuées sur la base des taux de prises de la pêche commerciale, avec plus de stations dans les zones à taux de prises élevé, de sorte que le relevé était également plus axé sur les divisions 4VWX5Zc, avec moins de stations proportionnellement à la zone dans les divisions 3NOPs. Le relevé était ainsi également plus axé sur les divisions 4VWX5Zc, avec moins de stations proportionnellement à la superficie dans les divisions 3NOPs. Depuis 2017, la pêche s'est poursuivie à 100 des stations fixes les plus fréquemment pêchées sur la série chronologique (de 1998 à 2015) qui offraient aussi une bonne couverture de la zone de relevé, et a commencé à de nouvelles stations aléatoires stratifiées pour étalonner le nouveau relevé. Le poids moyen du flétan de l'Atlantique capturé par 1 000 hameçons dans ces 100 stations constitue la partie à stations fixes de l'indice du relevé du flétan à la palangre réalisé par le MPO et l'industrie, qui est utilisé dans le modèle. En 2017, un relevé aléatoire stratifié suivant des protocoles de pêche normalisés, avec une couverture géographique élargie et une collecte de données accrue, a été mis en place. La partie aléatoire stratifiée de la zone du relevé du flétan à la palangre du MPO et de l'industrie est divisée en 5 strates spatiales (4X5YZ, 4W, 4V, 3P, 3NO), chacune avec 3 zones de profondeur (30-130 m, 131-250 m, 251-750 m). Cent cinquante stations ont été réparties proportionnellement à la superficie dans les 15 strates et

¹ Zheng, N., Perreault, A.M.J., Li, L., Hubley, B., den Heyer, C.E., and Cadigan, N.G. En préparation. A Spatiotemporal Richards-Schnute Growth Model for Atlantic Halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) on the Scotian Shelf and Southern Grand Banks (fit to preliminary data). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.

trois stations supplémentaires ont été ajoutées aux strates les plus petites qui ne comptaient initialement que deux stations. Le poids moyen stratifié des flétans de l'Atlantique capturés pour 1 000 hameçons dans ces 153 stations constitue la partie aléatoire stratifiée de l'indice du relevé du flétan à la palangre du MPO et de l'industrie. L'indice aléatoire stratifié couvre toute la zone du stock et est donc quelque peu inférieur à l'indice du relevé à stations fixes. Nous avons également tenté d'ajuster l'indice du relevé de recherche dans la zone 3 de l'OPANO, mais nous n'avons pas réussi à faire correspondre l'augmentation de cet indice à la biomasse du relevé modélisée (annexe A) et ne l'avons donc pas retenu dans le modèle.

COMPOSITION SELON LA LONGUEUR

Les données sur la composition selon la longueur dans la pêche proviennent de l'échantillonnage au port et des observateurs en mer et sont examinées dans Li *et al.* (sous presse). En particulier, le seul moyen de déterminer le sexe du flétan de l'Atlantique consiste à examiner les gonades; c'est pourquoi le sexe des poissons rejetés ou de taille inférieure à la taille réglementaire n'est pas indiqué. Les observateurs en mer recueillent généralement l'information sur le sexe des flétans de l'Atlantique de taille réglementaire, mais comme le flétan de l'Atlantique est déjà éviscéré au moment du débarquement, cette information est moins fréquemment recueillie dans les données provenant de l'échantillonnage au port. Ces données ont été combinées pour former les compositions selon la longueur pour chaque flotte et le modèle a été ajusté pour la composition selon la longueur des mâles, des femelles et globale (mâles, femelles et sexe non déterminé). Le modèle SISCAL est également ajusté aux données sur la composition selon la longueur recueillies pendant les trois relevés de l'indice de l'abondance, qui consignent également les renseignements sur le sexe lorsqu'ils sont disponibles (figure 2).

DESCRIPTION DU MODÈLE

MODÈLE STATISTIQUE DES PRISES SELON L'ÂGE ET LA LONGUEUR

Le modèle SISCAL est un modèle de dynamique des populations structuré selon l'âge et le sexe, ajusté aux indices et aux compositions selon la longueur indépendants de la pêche, ainsi qu'aux données sur les débarquements et les prises selon la longueur dans la pêche. Les débarquements et les compositions selon la longueur sont divisés par type d'engin (palangre et chalut à panneaux) et par zone (divisions 3NOPs et 4VWX5Zc de l'OPANO), ce qui fait du modèle SISCAL un modèle spatialement implicite de « zones en tant que flottes ». La notation du modèle est donnée dans le tableau 2 et les équations du modèle du processus de dynamique des populations et du modèle statistique dans les tableaux 4 et 5, respectivement.

Les paramètres du modèle (tableau 3, P.1 à P.4) sont divisés en quatre sous-ensembles composés des paramètres avancés θ^{lead} , des paramètres θ^{cond} de capturabilité de nuisance et de variance du modèle d'observation estimés conditionnellement sur les valeurs des paramètres avancés, des paramètres fixes θ^{fixed} pour les paramètres de maturité selon l'âge et les erreurs types de l'écart de recrutement et de l'écart de marche aléatoire de la mortalité naturelle et enfin les hyperparamètres θ^{prior} de distribution a priori.

DYNAMIQUE D'ÉTAT DU MODÈLE SISCAL

Le recrutement à l'équilibre non exploité (EQ 4) et le nombre selon l'âge (EQ 5) sont calculés à l'aide de la biomasse reproductrice par recrue (EQ 3), qui est elle-même une fonction de la moyenne temporelle de la mortalité naturelle, du poids selon l'âge, de la maturité selon l'âge (EQ 1) et de la survie à l'équilibre non exploité selon l'âge (EQ 2).

On suppose que le recrutement annuel (qui a lieu le premier jour de l'année) suit une fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt paramétrée par le taux de variation du stock-recrutement h , la biomasse du stock reproducteur non exploitée B_0 , les écarts de l'erreur de processus du recrutement ω_t et les taux annuels de mortalité naturelle $M_{x,t}$. Le taux de mortalité variable dans le temps commence par une estimation initiale de $M_{x,t}$ en 1970, puis se poursuit par marche aléatoire avec les mêmes sauts appliqués aux deux sexes (tableau 3, EQ 2).

Les abondances des classes d'âge et de sexe sont initialisées à un état exploité en estimant un paramètre de recrutement initial R_{init} et en supposant une structure selon l'âge à l'équilibre (tableau 3, NEQ.1), ce qui permet d'échelonner efficacement la population par rapport à une proportion non exploitée. On utilise le recrutement initial plutôt que l'abondance initiale selon l'âge parce que l'incertitude est trop grande pour estimer cette dernière sans données sur les prises selon l'âge.

La sélectivité selon l'âge pour chaque sexe et chaque flotte est modélisée comme une fonction logistique de la longueur selon l'âge (tableau 3, S.1). La sélectivité est asymptotique (logistique) pour les flottes de palangriers et en forme de dôme (asymptotique double) pour les flottes de chalutiers à panneaux. Toutes les flottes utilisent les mêmes paramètres pour le membre ascendant : la longueur à 50 % de sélectivité $s_g^{50,A}$ et la différence entre la longueur à 50 % et à 95 % de sélectivité $s_g^{Step,A}$. Pour les chaluts à panneaux, il y a deux autres paramètres du membre descendant : la longueur à 95 % de sélectivité et la longueur à 50 % de sélectivité. La longueur à 95 % de sélectivité pour le membre descendant est modélisée comme un pas de la longueur à 95 %, soit la sélectivité $s_g^{95,D} = s_g^{95,A} + s_g^{Step,1,D}$ pour le membre ascendant, et la longueur à 50 % de sélectivité pour le membre descendant comme un pas plus loin de la longueur à 95 %, soit $s_g^{50,D} = s_g^{95,D} + s_g^{Step,2,D}$; le membre descendant est ainsi toujours à droite du membre ascendant, ce qui réduit la netteté du pic de la sélectivité. La sélectivité selon la longueur est convertie en sélectivité par sexe selon l'âge au moyen d'un modèle simplifié de croissance de Richards-Schnute à deux sexes, qui tient compte de la sélectivité de la taille par les engins et de l'échantillonnage stratifié par longueur (G.1) [Zheng *et al.* En prep.¹].

Les prélèvements dans la pêche commerciale à la palangre (LRL) et au chalut à panneaux (OT) dans les zones 3 et 4 de l'OPANO sont représentés comme des pêches distinctes qui se déroulent environ au milieu de l'année à un pas de temps fractionnaire δ_g (tableau 3, C.1 à C.9), où $0,47 < \delta_g < 0,52$. On prélève les poissons de chaque zone en convertissant les débarquements en prises totales en échelonnant la probabilité de remise à l'eau et la proportion de biomasse vulnérable selon l'âge (C.6), que l'on convertit ensuite en nombre total capturé selon l'âge à l'aide du poids moyen selon l'âge (C.7). Le nombre total de poissons capturés est ensuite retiré du nombre de poissons vulnérables selon l'âge (C.8), et les prélèvements de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire sont fondés sur la mortalité par rejet (C.9). Les taux d'exploitation annuels pour les débarquements totaux U_t et chaque flotte commerciale $U_{g,t}$ sont calculés comme le ratio des prises de taille réglementaire débarquées par rapport à la biomasse de taille réglementaire totale (tableau 3, C.10).

On suppose généralement que la reproduction est proportionnelle à la masse et une relation linéaire a été appliquée à de nombreuses évaluations des stocks de poissons de fond, y compris le flétan du Pacifique (Stewart et Hicks 2019). Des études récentes montrent que la reproduction hyperallométrique pourrait entraîner des rendements plus élevés (Marshall *et al.* 2021). L'annexe B présente une exploration de l'allométrie positive dans la relation de fécondité.

MODÈLES D'OBSERVATION, FONCTIONS DE VRAISEMBLANCE ET VALEURS A PRIORI

La variation temporelle de l'abondance du stock et de la composition des populations de flétan de l'Atlantique est surveillée au moyen d'un relevé de recherche mené par le MPO dans la zone 4VWX de l'OPANO, ainsi que d'un relevé collaboratif du flétan à la palangre (HS) réalisé par le MPO et l'industrie, qui couvre toute la zone de gestion (divisions 3NOPs4VWX de l'OPANO); ce dernier est actuellement en train de passer d'un plan de relevé fixe à un plan aléatoire stratifié. Les compositions selon la longueur sont également recueillies par les deux relevés et les quatre flottes commerciales (OT et LL dans les zones 3 et 4 de l'OPANO).

OBSERVATIONS DE L'INDICE DU RELEVÉ

On suppose que les indices du relevé sont linéaires (c.-à-d. qu'il n'y a pas d'hyperstabilité ou d'hyperépuisement) dans la quantité qu'ils indexent, c'est-à-dire les nombres totaux de poissons vulnérables pour le relevé de recherche et la biomasse vulnérable pour le relevé à stations fixes et le relevé aléatoire stratifié du flétan à la palangre (HS) [tableau 4, O.1]. Les paramètres de capturabilité et de variance de l'erreur d'observation sont des estimations du maximum de vraisemblance conditionnel.

MODÈLES D'OBSERVATION DE LA COMPOSITION SELON LA LONGUEUR

Les observations de la proportion selon la longueur (c.-à-d. la composition selon la longueur) sont modélisées en tranches de 5 cm au moyen d'une fonction de vraisemblance logistique-normale (Schnute et Haigh 2007; Francis 2014), les valeurs prévues étant calculées comme des proportions des prises selon la longueur (tableau 4, O.2; figure 3). Les échantillons de données annuelles sur la longueur, pour les échantillons sexués et non sexués, ont été pondérés par rapport à la taille annuelle moyenne de l'échantillon pour chaque combinaison flotte/sexe (L.4) et les matrices d'autocorrélation à décalage 1 de chaque flotte ont été estimées pour les résidus de la composition selon la longueur (L.1). Pour éviter les zéros dans les données sur la composition selon la longueur, on a appliqué une procédure de compression à la queue qui combinait les données des tranches de longueur correspondant à moins de 2 % des échantillons aux tranches de longueur voisines (à droite) qui étaient au-dessus de ce seuil, créant un nombre variable de tranches à chaque pas de temps (L.5). Les écarts-types de l'erreur d'échantillonnage de la longueur de chaque flotte et chaque sexe ont été estimés conditionnellement comme des paramètres de nuisance (L.7).

FONCTION OBJECTIVE ET OPTIMISATION

La fonction objective du modèle SISCAL est proportionnelle à la fonction de densité a posteriori log-négative et définie comme la somme des valeurs de la fonction de log-vraisemblance négative pour les données observées (tableau 4, NLL.5, L.8 et F.4), les densités a priori log-négatives pour les erreurs de processus (P.1 et P.2) et les valeurs a priori sur d'autres paramètres avancés (P.3 à P.7).

Le modèle SISCAL a été précisé dans Template Model Builder (TMB) et la fonction objective a été optimisée à l'aide de la fonction `nlminb()` dans le progiciel statistique R (R core team 2015; Kristensen *et al.* 2015). On a considéré que les paramètres du modèle convergeaient lorsque la composante du gradient maximal de la surface de vraisemblance avait une valeur absolue inférieure à 10^{-2} et que la matrice de Hesse était positive définie. On a ensuite échantillonné les distributions a posteriori de Bayes en quatre chaînes indépendantes de 1 000 échantillons chacune à l'aide d'un algorithme de Monte-Carlo hamiltonien (Monnahan et Kristensen 2018) ou algorithme « d'échantillonnage sans retour » (No U-Turn Sampling). La méthode de

Monte-Carlo hamiltonienne diffère de la méthode de Monte-Carlo par chaîne de Markov en minimisant l'autocorrélation entre les échantillons a posteriori successifs, produisant ainsi un échantillon a posteriori de modèle mixte avec des tailles d'échantillon absolues plus petites et peu ou pas d'éclaircissement (Monnahan *et al.* 2017).

SIMULATIONS DES STRATÉGIES DE RÉCOLTE

Le progiciel de simulation en boucle fermée ms3-HAL est conditionné au modèle opérationnel SISCAL-AH décrit précédemment, intégrant l'incertitude des paramètres en échantillonnant 100 ensembles aléatoires de valeurs de paramètres provenant des valeurs a posteriori bayésiennes de SISCAL-AH. La dynamique des simulations ms3-HAL correspond exactement à la série chronologique dans SISCAL-AH de la biomasse, du recrutement et des prises pendant la période historique (figure 19), de sorte que les équations du modèle du tableau 2 ne sont pas reproduites.

Le modèle opérationnel ms3-HAL donne une représentation pratique et réaliste de la dynamique du stock de flétan de l'Atlantique, des processus de pêche et des données de la surveillance des pêches afin que la dynamique non linéaire du stock, les décalages temporels et les incertitudes des données puissent être pris en compte dans les avis annuels sur le TAC. Ces processus, ainsi que les règlements sur les limites de taille et les protocoles de remise à l'eau en mer (c.-à-d. la mortalité induite par les rejets) interagissent pour déterminer le rendement à court et à long termes des stratégies de pêche par rapport aux objectifs de pêche (tableau 5). Le rendement par rapport aux objectifs de pêche (tableau 6) dans le cadre d'une simulation en boucle fermée fournit une approche solide pour évaluer la conformité de la pêche aux politiques nationales de pêche, comme le Cadre pour la pêche durable et les dispositions relatives aux stocks de poissons.

En tout, 18 procédures possibles de gestion du flétan de l'Atlantique ont été évaluées à l'aide d'une simulation en boucle fermée. Les deux premières sont la procédure **NoFish** (aucune pêche) et la procédure de gestion actuelle **conf_0.14_15 %**, qui visent à montrer la dynamique du modèle de référence. Les 16 procédures de gestion restantes sont une combinaison factorielle de 4 facteurs comportant 2 niveaux chacun (tableau 7) :

1. Relevé avec les points de contrôle connexes et les paramètres de capturabilité (figure 1, tableau 8) :
 - a. Relevé du flétan de l'Atlantique à stations fixes;
 - b. Relevé aléatoire stratifié du flétan de l'Atlantique.
2. Règle de contrôle des prises :
 - a. **rampedFmsy** : Une règle standard prudente de contrôle des prises à augmentation progressive, avec 2 points de contrôle au points de référence limites (PRL) de la biomasse du relevé ($0,4 B_{RMD}$) et au point de référence supérieur du stock ($0,8 B_{RMD}$) et une limite de changement du TAC de 100 % à tous les niveaux de biomasse (tableau 8, figure 20);
 - b. **artic1.2Fmsy** : Une règle de contrôle des prises articulée, avec trois points de contrôle au PRL, au PRS et à $1,2 B_{RMD}$, avec une limite interannuelle mobile de changement du TAC de 15 %, passant de 15 % au PRS à 100 % au PRL (tableau 8, figure 21).
3. Limite de taille réglementaire de 81 cm (**sl81**) ou 86 cm (**sl86**) [figure 22].

-
4. Remise à l'eau des grands poissons : Avec (**rel170**) ou sans (**keep170**) la remise à l'eau volontaire des grands flétans de l'Atlantique (170 cm ou plus), où on applique un taux de remise à l'eau de 80 % pour indiquer que l'action est volontaire (figure 23).

Les étiquettes de la procédure de gestion sont une concaténation des niveaux des facteurs, p. ex. **HSfix_artic1.2Fmsy_sl81_rel170** est la procédure de gestion qui utilise la biomasse dans le relevé à stations fixes pour établir les taux de mortalité par pêche cibles à l'aide de la règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy et qui a une limite de taille réglementaire de 81 cm et un taux de remise à l'eau de 80 % des poissons de plus de 170 cm de long.

À chaque pas de temps t , toutes les procédures de gestion (à l'exception de NoFish) établissent les TAC conformément aux étapes suivantes :

1. Calculer la moyenne triennale de l'indice du relevé (à stations fixes ou stratifié aléatoire) du flétan de l'Atlantique, I_t ;
2. Calculer la biomasse estimée dans le relevé à partir de l'indice moyen sur trois ans selon la formule

$$\widehat{B}_t = \frac{I_t}{q};$$

5. Calculer le taux de mortalité par pêche cible, F_t , à l'aide de la règle de contrôle des prises appropriée (tableau 9). Si la procédure de gestion est **conF_0.14_15 %**, alors $F_t = 0,14$;
6. Calculer le TAC proposé, $TAC'_t = (1 - e^{-F_t})B_t$;
7. Appliquer la limite interannuelle de variation du TAC, Δ_t , définie par la procédure de gestion, soit 0,15 pour **conF_0.14_15 %**, soit selon l'échelle mobile pour la règle articulated1.2Fmsy (tableau 9), c'est-à-dire :
 - a. Si $TAC'_t > (1 + \Delta_t)TAC_{t-1}$, alors $TAC_t = (1 + \Delta_t)TAC_{t-1}$;
 - b. Si $TAC'_t < (1 - \Delta_t)TAC_{t-1}$, alors $TAC_t = (1 - \Delta_t)TAC_{t-1}$;
 - c. Sinon, $TAC_t = TAC'_t$.

Le TAC_t final pour chaque année est ensuite réparti entre les quatre flottes commerciales selon les proportions allouées en 2021 (tableau 5). Les prises sont retirées de la population comme dans le modèle SISCAL-AH, où l'on suppose que les flottes pêchent leurs prises en une seule capture discrète au milieu de l'année de pêche, avant et après quoi on applique la moitié de la mortalité naturelle.

ALGORITHME DE SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE POUR L'ÉVALUATION DES STRATÉGIES DE RÉCOLTE

L'algorithme suivant a été utilisé pour simuler le rendement d'autres procédures de gestion sur deux générations (28 ans) :

1. Définir la procédure de gestion proposée pour le flétan de l'Atlantique en fonction i) d'une moyenne mobile sur trois ans de la biomasse du relevé du flétan de l'Atlantique effectué par le MPO et l'industrie, ii) d'une règle de contrôle des prises, iii) d'un règlement sur la limite de taille et iv) d'une option de remise à l'eau volontaire;
2. Initialiser le modèle ms3-HAL pour la période de 1970 à 2021 à partir d'un tirage a posteriori du modèle SISCAL-AH;
3. Projeter la population du modèle opérationnel et la pêche du flétan de l'Atlantique dans l'avenir, un pas de temps à la fois;

-
- a. Générer les nouveaux indices de la biomasse du flétan de l'Atlantique dans les relevés aléatoires stratifiés et à stations fixes ainsi que les prises débarquées pour chaque flotte, les annexer à l'ensemble actuel de données d'observation du flétan de l'Atlantique;
 - c. Appliquer la règle de décision des prises définie précédemment et générer un TAC;
 - d. Mettre à jour la dynamique des populations du modèle opérationnel ms3-HAL compte tenu de la mortalité naturelle totale, des prélèvements dus à la pêche et des rejets fondés sur la taille générés par la limite finale des prises débarquées, de l'allocation entre les pêches, des rejets en fonction de la taille et du nouveau recrutement;
8. Répéter les étapes 3a à 3c jusqu'à ce que les 28 pas de temps aient été réalisés et que la simulation soit terminée;
 9. Répéter les étapes 2 à 4 pour 100 répétitions aléatoires, chacune d'entre elles tirant un nouvel échantillon a posteriori du modèle SISCAL-AH, de même qu'une nouvelle séquence d'erreurs du processus de recrutement aléatoire et d'observations du relevé dans la période de la projection.

PARAMÈTRES DE RENDEMENT

Les procédures de gestion (PG) possibles sont évaluées quantitativement à l'aide d'une série de paramètres de rendement des prises et de conservation. Chaque paramètre de rendement est défini en fonction des objectifs de gestion de la pêche du flétan de l'Atlantique (tableau 5). Le point de référence limite B_LIM a été défini à $0,4 B_{RMD} = 5\ 300$ t d'après les nouvelles estimations du modèle SISCAL-AH des points de référence biologiques du flétan de l'Atlantique, et le point de référence supérieur du stock a été défini à $0,8 B_{RMD} = 10\ 600$ t. Les paramètres de rendement (et leurs objectifs) sont les suivants :

- **Objectif 1 – Probabilité que la biomasse soit inférieure au PRL (pLRP)** : La proportion moyenne de répétitions de la simulation et d'années où la biomasse reproductrice est inférieure au PRL de $6\ 500$ t sur deux générations (28 ans);
- **Objectif 2 – Probabilité de déclin (pDecline)** : La proportion de répétitions de la simulation qui diminuent (en moyenne) sur une génération (14 années de projection);
- **Objectifs 3 et 4 – Variation annuelle absolue moyenne des prises sur 10 ans (mAAC10)** : Variation interannuelle absolue moyenne des TAC de 2022 à 2031;
- **Objectif 5 a) – Prises moyennes sur 10 ans (avgC)** : Moyenne médiane des prises de 2022 à 2031;
- **Objectif 5 b) – Durée du pic de l'utilisation de la ressource (nPeak)** : Nombre médian d'années de projection avant que les TAC tombent en dessous de $120\ %$ du RMD ($2\ 640$ t);
- **Objectif 5 c) – Variation annuelle moyenne des prises sur 28 ans (mAAC2gen)** : Variation interannuelle absolue moyenne des TAC de 2022 à 2049.

Bien qu'ils ne soient liés à aucun objectif de pêche du flétan de l'Atlantique, les paramètres de rendement supplémentaires suivants sont inclus :

- **Probabilité que la biomasse se trouve dans la zone saine à la fin de la simulation (pHealthy)** : Proportion moyenne de répétitions de la simulation et d'années (après 2040) où la biomasse est au-dessus de la limite de la zone saine de $0,8 B_{RMD}$ (exigence pour se conformer aux dispositions relatives aux stocks de poissons et au Cadre pour la pêche durable);

-
- **Probabilité que la biomasse soit au-dessus d'un point de référence cible (pTarget) :** Proportion moyenne de répétitions de la simulation et d'années (après 2040) où la biomasse est supérieure à un point de référence cible proposé de B_{RMD} ;
 - **Probabilité de surpêche (pOverfish) :** Proportion moyenne de répétitions de la simulation et d'années où le taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire est supérieur à U_{RMD} ;
 - **Taux d'exploitation moyen des poissons de taille réglementaire supérieur à U_{RMD} (mU_Overfish) :** Taux d'exploitation moyen en années/répétitions où $U > U_{RMD}$.

La description mathématique de chaque paramètre de rendement est donnée dans le tableau 6.

RÉSULTATS

Le modèle-cadre de 2014 (SCAL) et le modèle SISCAL comprennent des dynamiques semblables de la croissance sexospécifique du flétan de l'Atlantique, de la mortalité et des rejets en mer de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire dans les quatre principales pêches. Une image globale du modèle SISCAL illustrant les estimations de la biomasse, du recrutement et du taux d'exploitation est présentée à la figure 4.

AJUSTEMENTS AUX DONNÉES SUR L'ABONDANCE ET LA COMPOSITION SELON LA LONGUEUR

Le modèle SISCAL a saisi les principales caractéristiques de l'abondance selon le relevé d'été de l'écosystème des Maritimes effectué par navire de recherche, de la biomasse selon relevé à stations fixes du flétan de l'Atlantique et de la biomasse selon le relevé aléatoire stratifié du flétan de l'Atlantique (figure 5). Les erreurs types de relevé estimées à partir de ces ajustements étaient respectivement de 0,23, 0,19 et 0,11, ce qui est tout à fait raisonnable pour des données de relevé indépendantes de la pêche.

Le modèle SCAL a suivi trois périodes d'augmentation de la biomasse étudiée dans le cadre du relevé d'été de l'écosystème des Maritimes effectué par navire de recherche, la première entre 1974 et 1983, la deuxième entre 1987 et 1994 et la troisième ayant débuté en 2004. Bien que les deux premiers pics résultent de périodes de recrutement supérieur à la moyenne, la deuxième augmentation ne s'est pas matérialisée en biomasse exploitable ou en biomasse du stock reproducteur (Cox *et al.* 2016). Le modèle SISCAL, avec une mortalité naturelle variable dans le temps, estime une mortalité naturelle plus élevée au cours de cette période et est mieux ajusté à l'indice du relevé (figure 6). Les estimations récentes de M sont inférieures à la valeur a priori de 0,145, mais dans l'ensemble, elles sont semblables avec des valeurs légèrement plus élevées pour les mâles (figure 7). Les estimations de M entre 2014 et 2021 varient de 0,119 à 0,137 pour les mâles et de 0,111 à 0,128 pour les femelles.

Les informations relatives à la sélectivité fondée sur la longueur sont principalement obtenues par les ajustements du modèle SISCAL aux données sur la composition selon la longueur (figure 8). Les courbes de sélectivité fondées sur la longueur estimées pour chaque flotte et l'indice de l'abondance sont présentés à la figure 9. Une plus grande sélectivité est estimée dans les trois flottes de l'OPANO, où l'on trouve des flétans de l'Atlantique plus grands. La partie aléatoire stratifiée du relevé du flétan à la palangre du MPO et de l'industrie sélectionne également de plus grands flétans de l'Atlantique que la partie à stations fixes, ce qui reflète probablement aussi la proportion plus grande de calées dans la sous-zone 3 de l'OPANO.

ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE, DU RECRUTEMENT ET DE L'EXPLOITATION

Les prévisions par le modèle SISCAL de la biomasse du stock reproducteur de 1970 à 2021 montrent que le stock de flétan de l'Atlantique a nettement augmenté par rapport à un état fortement épuisé au début des années 1990 (figure 10). Le règlement sur la limite de taille de 81 cm adopté en 1994 a entraîné une réduction considérable de la biomasse de flétan de l'Atlantique de taille réglementaire. La biomasse du stock reproducteur estimée à 20,6 kt en 2021 correspond à environ 42 % du niveau à l'équilibre non exploité de 48,36 kt. Les biomasses totale et de taille réglementaire de flétan de l'Atlantique ont augmenté plus rapidement que celle du stock reproducteur parce que ces variables d'état comprennent soit tous les âges (biomasse totale), soit des âges plus jeunes que ceux qui apparaissent actuellement dans le stock reproducteur femelle (maturité des femelles supposée à 11,5 ans à 50 % et à 14,5 ans à 95 %).

Les estimations modélisées de l'abondance du flétan de l'Atlantique d'âge 1 indiquent deux périodes de recrutement élevé, une au début des années 1970 et une autre récemment entre 2005 et 2014 (figure 11). Les estimations du recrutement révèlent des périodes alternées de recrutement supérieur et inférieur à la moyenne, avec de meilleures périodes au milieu des années 1970, à la fin des années 1980 et de 2006 à 2014. La relation entre la biomasse reproductrice et le recrutement du flétan de l'Atlantique n'affiche aucune tendance constante, le recrutement étant élevé et faible à des niveaux élevés et faibles de la biomasse du stock reproducteur (figure 12). Une augmentation de l'erreur de processus de recrutement a permis à la distribution a posteriori de correspondre à une valeur a priori informative pour un taux de variation modéré et donne encore au modèle la souplesse nécessaire pour produire un recrutement élevé lorsque le stock reproducteur est faible (figure 13).

Les estimations par le modèle SISCAL des taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire pour chaque flotte permettent de penser que les taux d'exploitation actuels sont proches de la moyenne à long terme de 0,145 (figure 14). L'exploitation a été brièvement intense dans les années 1980 et au début des années 1990, après la période de pic des prises et de déclin du stock. Il est intéressant de noter que le taux d'exploitation a été assez stable tout au long des années 2000, estimé à un peu plus de U_{RMD} . Ces dernières années, il a légèrement augmenté, passant de 0,107 en 2016 à 0,121 en 2021. La relation entre les taux historiques de mortalité par pêche et la biomasse du stock reproducteur suggère que l'intensité de la pêche a augmenté pendant une période de faible abondance, bien que la mortalité par pêche des dernières années ait été relativement stable et que la récente période de fort recrutement ait produit une biomasse reproductrice deux fois plus élevée que BR_{RMD} (figure 15). Les estimations du rendement à l'équilibre sont semblables pour les taux d'exploitation de 0,05 à 0,12, U_{RMD} étant estimé à 0,09 (figure 16).

Une comparaison avec le modèle SCAL montre que le modèle SISCAL estime des niveaux plus élevés de biomasse reproductrice, tandis que le profil de recrutement est semblable (figure 17). On a noté certains signes d'une tendance rétrospective pour les estimations modélisées de la biomasse du stock reproducteur, l'augmentation de la biomasse étant plus marquée avec moins de données durant la récente période de fort recrutement et de croissance du stock (figure 18).

RÉSULTATS DE LA SIMULATION DE LA STRATÉGIE DE RÉCOLTE

Toutes les procédures testées avec une règle de contrôle des prises progressive satisfont aux deux premiers objectifs de conservation (tableau 10). Il n'y a pas de répétitions ou de pas de temps où la biomasse reproductrice du flétan de l'Atlantique chute sous le PRL de 0,4 BR_{RMD} avec une règle prudente de contrôle des prises, ayant des probabilités élevées et très élevées d'atteindre l'objectif 1. En revanche, la probabilité de tomber sous le PRL est de 43 % avec la procédure de gestion actuelle (conF_0.14_15 %), qui n'atteint l'objectif 1 sous aucun seuil de

probabilité. Pour l'objectif 2, malgré une très forte probabilité de déclin avec toutes les procédures, l'état actuel du stock au-dessus de B_{RMD} rend toutes les probabilités de déclin acceptables. En effet, la dynamique des populations simulée sous toutes les procédures affiche un déclin vers B_{RMD} dans les simulations de toutes les procédures de gestion, à l'exception de la procédure « Aucune pêche » (« NoFish »; figures 23 à 26).

Les stratégies de récolte de rechange se différencient en grande partie par le rendement des prises. Comme prévu, il y a un compromis négatif entre la variation des prises (mAAC10, tableau 10) et le rendement moyen (avgC, tableau 10). Les variations interannuelles moyennes du TAC sont plus importantes dans le relevé à stations fixes que dans le relevé aléatoire stratifié (mAAC10, mAAC_2gen), allant de 250 t à 330 t dans le relevé à stations fixes et de 160 t à 220 t dans le relevé aléatoire stratifié les 10 premières années. Les profils de variation des prises sont semblables sur deux générations, mais avec une fourchette légèrement plus courte dans chaque relevé. La variation plus faible dans le relevé aléatoire stratifié montre qu'une plus grande précision du relevé compense l'incertitude élevée de la capturabilité en raison de la longueur plus courte de la série chronologique du relevé aléatoire stratifié. Il existe également une relation négative entre les prises à court terme, qui varient entre 3,5 kt et 4 kt (tableau 10, avgC), et le nombre d'années pendant lesquelles les TAC demeurent au-dessus de 1,2 RMD (tableau 10, nPeak), qui varient de 10 à 13 ans. Avec les procédures comportant des prises plus importantes, comme la règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy et dans le relevé aléatoire stratifié, le pic de l'utilisation de la ressource tend à être plus court d'environ 1 à 2 ans. La période la plus courte de pic de l'utilisation de la ressource est de 10 ans, avec les procédures rel170, ce qui indique que l'augmentation de la mortalité induite par les rejets sous cette procédure de gestion entraîne une perte de conservation nette, réduisant la biomasse dans les relevés et abaissant les TAC sur une période plus courte, en moyenne, que toutes les autres procédures de gestion.

De par sa conception, la règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy exerce une pression de pêche plus forte sur le stock, avec des probabilités plus élevées de surpêche (tableau 11, pOverfish) et un taux moyen de surpêche légèrement plus élevé (tableau 11, mU_Overfish). Par conséquent, les taux d'exploitation des poissons de taille réglementaire avec la règle de contrôle des prises artic1.2 ont tendance à commencer à un niveau plus haut en 2022 (figures 25 et 26), à augmenter pendant plusieurs années dans le relevé à stations fixes (figure 25) et à baisser graduellement vers le taux d'exploitation optimal des poissons de taille réglementaire $U_{RMD} = 0,087$ sur la durée de la projection à mesure que la biomasse médiane atteint B_{RMD} ou descend en dessous (figures 25 et 26). Compte tenu des taux d'exploitation plus élevés, la biomasse reproductrice médiane du flétan de l'Atlantique atteint B_{RMD} environ 10 ans plus tôt avec la règle de contrôle des prises artic1.2 qu'avec la règle rampedFmsy et en fait, elle tombe en dessous de B_{RMD} pour se rapprocher du point de référence supérieur du stock lorsqu'on utilise les données du relevé à stations fixes, reflétant la plus faible précision de ce relevé. En revanche, le relevé aléatoire réussit mieux que le relevé à stations fixes à maintenir la biomasse au niveau de B_{RMD} ou au-dessus, et donne les meilleurs résultats lorsqu'il est combiné avec la règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy (articFmsy, tracé HSrand).

Les principales différences entre les facteurs de remise à l'eau (limite de taille minimale plus élevée et remise à l'eau des poissons de 170 cm ou plus) résidaient dans la pression de pêche exercée sur le stock. Étant donné que les TAC ont tous été pris en entier, que la portion « exploitable » de la biomasse est réduite lorsqu'on relève la longueur minimale et que la mortalité due aux rejets est plus élevée chez les grands poissons, les taux d'exploitation sont donc fondés sur l'augmentation de la biomasse des poissons de taille réglementaire (tableau 11). De ce fait, le pic de l'utilisation de la ressource prend fin plus tôt que sans les changements apportés aux rejets fondés sur la taille (tableau 11). Compte tenu de l'hypothèse

de fécondité de base, il n'y a pas d'avantages de conservation pour compenser les changements de la pression de la pêche (voir l'annexe B où nous explorons d'autres scénarios de fécondité).

Le rendement moyen dans les 10 premières années se divise en deux groupes selon la règle de contrôle des prises. Les prises moyennes (avgC, tableau 10) avec la règle de contrôle des prises artic1.2 varient entre 3,9 et 4 kt, soit entre 400 et 500 t de plus que les prises moyennes avec la règle de contrôle des prises rampedFmsy, qui varient entre 3,4 et 3,5 kt. À court terme, les procédures utilisant le relevé à stations fixes et la règle de contrôle des prises rampedFmsy ont des TAC plus faibles (tableau 11, figure 23) de 2022 à 2024 que les procédures utilisant le relevé aléatoire (figures 24 et 26) de la règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy (figures 25 et 26), ce qui reflète la forte baisse de l'indice du relevé à stations fixes en 2021, qui a fait diminuer la moyenne sur trois ans pour la période de 2022 à 2024, ainsi que le taux d'exploitation cible plus faible sans changement minimal avec la règle de contrôle des prises rampedFmsy. Cependant, après 2024, les TAC médians dans le relevé à stations fixes reviennent à une tendance à peu près linéaire, à partir des TAC de 2021 jusqu'aux environs du RMD à la fin de la période de la projection.

DISCUSSION

Le stock de flétan du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs a été surexploité avant la série chronologique utilisée dans le modèle d'évaluation du stock (c.-à-d. avant 1970). Le nouveau modèle d'évaluation statistique des prises selon la longueur (SISCAL) estime la biomasse historique, la mortalité par pêche, le recrutement et la mortalité naturelle variable dans le temps. La biomasse du stock reproducteur a été estimée à 31,1 kt en 2021, avec un intervalle crédible à 95 % (25, 36), ce qui est l'estimation la plus élevée enregistrée à ce jour; la biomasse totale et la biomasse des poissons de taille réglementaire (plus de 81 cm) sont également à des niveaux records. Les taux d'exploitation actuels sont demeurés raisonnablement constants, ce qui prouve que la stratégie de récolte à F constante a été réalisée. Au cours de la série chronologique, l'estimation de la mortalité naturelle, M, a varié. Les estimations récentes de M (entre 2014 et 2021) varient de 0,119 à 0,137 pour les mâles et de 0,111 à 0,128 pour les femelles. Ce stock a profité d'une période récente de fort recrutement et a continué d'augmenter par rapport à un état d'épuisement observé dans les années 1990.

Dans le présent document, nous ajustons un modèle statistique intégré spatialement des prises selon la longueur (SISCAL), structurellement semblable au modèle SCAL utilisé dans la dernière évaluation. Dans sa mise en œuvre actuelle, le plus grand changement entre le modèle SCAL et le modèle SISCAL est l'inclusion d'une valeur de M variable dans le temps. Nous avons également mis à jour les données pour le modèle d'évaluation avec sept années de nouvelles données (Li *et al.* Sous presse), dont un nouveau modèle de croissance ajusté à l'augmentation de l'échantillon d'âge. Une comparaison entre les modèles SISCAL et SCAL révèle une concordance dans les tendances générales de la biomasse et du recrutement, mais des différences d'échelle, ce qui est la norme entre différents modèles ajustés aux mêmes données. Depuis la dernière évaluation, les indices de l'abondance et les prises de flétan de l'Atlantique ont augmenté. Il n'est pas surprenant que ces données supplémentaires entraînent des ajustements de l'échelle du modèle, créant ainsi un profil rétrospectif dans les dernières années (figure 18). La biomasse du stock reproducteur et le recrutement suivent les mêmes tendances, mais les estimations de la biomasse du stock reproducteur et du recrutement par le modèle SISCAL sont plus élevées. En particulier, des points de référence provisoires ont été utilisés pour le modèle SCAL de 2014, mais le nouveau modèle SISCAL fournit des points de référence fondés sur une analyse à l'équilibre du rendement maximal durable (p. ex. B_{RMD}).

Comme on l'a souligné lors des évaluations précédentes, la relation stock-recrutement pour le flétan de l'Atlantique est difficile à décrire avec les modèles habituels de stock-recrutement (Trzcinski et Bowen 2016; Cox *et al.* 2016). Lorsque l'erreur de processus de recrutement a augmenté avec le modèle SISCAL, une valeur a priori informative proche de $h = 0,7$ renvoie un taux de variation moyen a posteriori de $h = 0,73$. Les estimations de la valeur de M variable dans le temps se situent toutes dans la fourchette prévue par la méta-analyse et le marquage (Li *et al.* Sous presse, den Heyer *et al.* 2013), et le modèle SISCAL estime en effet une mortalité naturelle plus élevée au début des années 1990, lorsqu'une poussée de recrutement a produit des prises plus élevées dans le relevé de recherche du MPO qui n'ont pas entraîné d'augmentation marquée de la biomasse des poissons de taille réglementaire. Le pic de la mortalité naturelle au début des années 1990 pourrait être associé à des prises non déclarées ou à une forte mortalité due aux rejets pendant une période de pêche intense (Trzcinski et Bowen 2016).

Le modèle SCAL a été utilisé en 2014 pour conditionner un modèle opérationnel et évaluer les règles de contrôle des prises dans des simulations en boucle fermée. Sur la base de ces évaluations, on a adopté une règle de contrôle des prises fondée sur l'indice de recrutement provenant du relevé du flétan à la palangre réalisé par le MPO et l'industrie et du relevé par navire de recherche du MPO mené dans les divisions 4VWX. La procédure de gestion adoptée ($F = 0,14$, soit un taux de mortalité par pêche cible constant de $0,14$) a permis de formuler des avis sur le TAC en appliquant la valeur cible de F à la moyenne triennale ajustée selon q de l'indice de biomasse exploitable provenant du relevé du flétan à la palangre réalisé par le MPO et l'industrie. La procédure $F = 0,14$ a été efficace, les estimations du taux d'exploitation par le modèle SISCAL demeurant raisonnablement constantes entre $0,104$ et $0,125$ de 2014 à 2020, et les estimations récentes de 2021 étant de $F = 0,12$. Il n'est pas surprenant, en raison de la différence d'échelle entre les modèles SISCAL et SCAL, que l'estimation de F par le modèle SISCAL soit inférieure à la valeur cible $F = 0,14$.

Ici, nous avons utilisé le modèle SISCAL-AH pour conditionner un modèle opérationnel actualisé et nous avons mis à l'essai de nouvelles procédures de gestion possibles au moyen de simulations en boucle fermée par rapport aux objectifs de gestion de la pêche du flétan de l'Atlantique. La précédente procédure de gestion (PG) provisoire, une règle à F constante, a été testée, ainsi que 16 PG, d'après les nouvelles règles de contrôle des prises conformes à l'approche de précaution du MPO, les données de relevé utilisées pour estimer l'état du stock et quatre combinaisons d'options de rejets fondés sur la taille. Les résultats de la simulation en boucle fermée ont révélé deux résultats principaux. Premièrement, les niveaux de prises actuels peuvent être progressivement réduits au niveau du RMD sur une période de 12 à 14 ans, avec un faible risque pour la conservation. Les deux règles de contrôle des prises testées ont permis de maintenir les prises à un niveau supérieur à 120 % du RMD estimé, malgré des taux de prélèvement de référence plus faibles. Deuxièmement, la précision accrue du plan du relevé aléatoire compense l'incertitude plus grande de la capturabilité, car la série chronologique des observations est plus courte. Il pourrait donc être avantageux, sur le plan du rendement, de passer au relevé aléatoire le plus tôt possible, en évitant une baisse à court terme des TAC par rapport à l'indice très bas du relevé à stations fixes de 2021, alors que l'indice du relevé aléatoire de 2021 était proportionnellement beaucoup plus élevé.

Des règles de contrôle des prises articulées qui permettent une petite quantité de surpêche dans la zone saine sont prometteuses, mais pourraient bénéficier d'un réglage supplémentaire pour répondre aux exigences des dispositions relatives aux stocks de poissons. Bien que les règles de contrôle des prises articulées n'aient enfreint aucun des objectifs de conservation du flétan de l'Atlantique, les rendements à court terme plus élevés réduisent la période du pic de l'utilisation de la ressource d'environ deux à trois ans. De plus, une pression plus forte de la

pêche ramène la biomasse à la cible de B_{RMD} beaucoup plus rapidement que la règle de contrôle des prises progressive et dépasse parfois la cible lorsqu'on utilise le relevé à stations fixes moins précis, ce qui donne des taux d'exploitation réels plus élevés.

L'incertitude dans les indices de l'abondance, les données sur les pêches et les données biologiques (voir l'examen dans Shackell *et al.* 2021, Li *et al.* Sous presse) pourrait mener à des estimations biaisées du modèle d'évaluation. Il reste des questions au sujet des données sur les pêches, qui pourraient être explorées au moyen de simulations comme la forme fonctionnelle de la sélectivité selon la taille dans la pêche à la palangre. Comme les flétans de l'Atlantique plus grands sont surtout des femelles matures, les comportements reproducteurs ou les changements dans la répartition peuvent avoir une incidence sur la capturabilité dans la pêche ou les relevés. De plus, compte tenu de la valeur commerciale réduite des grands flétans de l'Atlantique, on pourrait modifier les pratiques de pêche afin de réduire les prises de ces poissons. Un nouveau modèle de croissance fondé sur des échantillons jusqu'en 2018 a été utilisé dans l'évaluation. Bien que l'on sache qu'il existe une variation spatiale de la croissance (Shackell *et al.* 2019, Zheng *et al.* En prep.¹), ce modèle simplifié utilisé ici ne tient pas compte de la variation spatiale et temporelle. La variabilité spatiale et temporelle d'autres paramètres biologiques, comme la maturité selon l'âge et la fécondité, peut également introduire des incertitudes dans le modèle SISCAL.

Il est possible que la biologie de ce stock de flétan de l'Atlantique varie considérablement dans cette vaste zone de gestion (voir l'examen dans Shackell *et al.* 2021). La mise en œuvre actuelle du modèle SISCAL, comme du modèle SCAL, repose sur une approche de « flottes en tant que zones » pour mieux décrire les prélèvements, dont il existe des preuves, comme la variation spatiale dans les données sur la composition selon la longueur, mais le modèle SISCAL n'est pas limité à cette approche. Par exemple, on pourrait utiliser les différences spatiales dans la croissance/le poids selon l'âge pour retirer les prises de la population ou étendre le modèle SISCAL à un modèle spatialement explicite, car la spécification comprend une fonctionnalité naissante de sous-zones spatialement explicites liées par le déplacement dépendant de l'âge.

De plus, on reconnaît de plus en plus que les facteurs environnementaux ont des répercussions importantes sur le recrutement, la croissance et la reproduction. Avec des températures plus chaudes, de nombreuses espèces de poissons grandissent plus rapidement et présentent des tailles selon l'âge plus petites et une maturité selon l'âge plus jeune. De plus en plus de documents établissent un lien entre les changements de la répartition et de l'abondance du flétan de l'Atlantique et les variations du régime thermique (Shackell *et al.* 2021, Li *et al.* Sous presse, Czich *et al.*, document soumis). Cependant, faute d'un mécanisme clair entre les facteurs physiques et les processus biologiques, nous ne sommes pas en mesure de les intégrer dans le modèle SISCAL.

Le stock de flétan de l'Atlantique du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs est évalué selon un cycle pluriannuel, avec des avis sur les prises produits dans les années intermédiaires selon une procédure prédéterminée; la dernière évaluation remonte à sept ans. Le modèle SISCAL mis à jour décrit ici servira de base à la mise à jour de l'approche de l'évaluation de la stratégie de gestion pour l'établissement de nouvelles stratégies de récolte et des procédures d'évaluation provisoires.

RÉFÉRENCES CITÉES

Armsworthy, S.A., and Campana, S.E. 2010. Age determination, bomb-radiocarbon validation and growth of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) from the Northwest Atlantic. Environ. Bio. Fish. 89:279-295.

-
- Bowering, W.R. 1986. The distribution, age and growth and sexual maturity of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Newfoundland and Labrador area of the Northwest Atlantic. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1432: 34p.
- Cox S. P., A. Benson, and C.E. den Heyer. 2016. [Framework for the Assessment of Atlantic Halibut Stocks on the Scotian Shelf and Southern Grand Banks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/001. v + 57 p.
- den Heyer, C. E., C. J. Schwarz, and M. K. Trzcinski. 2013. Fishing and Natural Mortality Rates of Atlantic Halibut Estimated from Multiyear Tagging and Life History. Transactions of the American Fisheries Society 142:690-702.
- Francis, R. C. (2014). Replacing the multinomial in stock assessment models: A first step. Fisheries Research, 151:70-84.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C. W., Skaug, H., and Bell, B. (2015). TMB: Automatic differentiation and Laplace approximation. arXiv preprint arXiv:1509.00660.
- Li, L., Hubley, B., Harper, D.L., Wilson, G., and den Heyer, C.E. Sous presse. Data Review and Assessment Model Update: Assessment of Atlantic Halibut on the Scotian Shelf and Southern Grand Banks (NAFO Divs. 3NOPs4VWX5Zc) Data Inputs and Model. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.
- McCracken, F.D. 1958. On the biology and fishery of the Canadian Atlantic halibut *Hippoglossus hippoglossus* L. J. Fish. Res. Bd. Canada. 15(6): 1269-1311.
- Monnahan, C. C. and Kristensen, K. (2018). No-u-turn sampling for fast Bayesian inference in ADMB and TMB: Introducing the admtools and tmbstan r packages. PloS one, 13(5):e0197954.
- Monnahan, C. C., Thorson, J. T., and Branch, T. A. (2017). Faster estimation of Bayesian models in ecology using Hamiltonian Monte Carlo. Methods in Ecology and Evolution, 8(3): 339-348.
- Neilson, J. D. and Bowering W.R. 1989. Minimum size regulations and the implications for yield and value in the Canadian Atlantic halibut fishery. Can. Atl. Fisheries Sci. Adv. Comm. 89/5.
- Perley, P., Neilson, J. D., and Zwanenberg, K. 1985. A review of the status of the 4VWX halibut stocks. Can. Atl. Fish. Sci. Advisory Comm. Res. Doc. 85/43 23p.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schnute, J. T. and Haigh, R. (2007). Compositional analysis of catch curve data, with an application to *Sebastes maliger*. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 64 (2):218–233. Boudreau, S. A., N. L. Shackell, S. Carson, and C.E. den Heyer. 2017. Connectivity, persistence, and loss of high abundance areas of a recovering marine fish population in the Northwest Atlantic Ocean. Ecol. Evol. 7(22): 9739-9749. doi:10.1002/ece3.3495.
- Shackell, N. L., K.J. Ferguson, C. E. den Heyer, D. Brickman, Z. Wang and K. T. Ransier. 2019. Growing degree-day influences growth rate and length of maturity of Northwest Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.) across the southern stock domain. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science. 50:25–35. doi:10.2960/J.v50.m716

- Shackell N.L., J.A.D. Fisher, C.E. den Heyer, D.R. Hennen, A.C. Seitz, A. Le Bris, D. Robert, M. E. Kersula, S. X. Cadrin, R.S. McBride, C.H. McGuire, T. Kess, K. T. Ransier, C. Liu, A. Czich and K.T. Frank. 2021. Spatial Ecology of Atlantic Halibut across the Northwest Atlantic: A Recovering Species in an Era of Climate Change. *Rev. Fish. Sci. Aquacul.* DOI: 10.1080/23308249.2021.1948502
- Stewart, I., and A. Hicks. 2019. 2019 Pacific halibut (*Hippoglossus stenolepis*) stock assessment: Development. IPHC-2019-SRB014-07:1-100.
- Stobo, W., Neilson, J.D., and Simpson, P. 1988. Movements of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Canadian North Atlantic: inference regarding life history. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:484-491.
- Trzcinski, M. K. and W. D. Bowen. 2016. The recovery of Atlantic halibut: a large, long-lived, and exploited marine predator. *ICES Journal of Marine Science* 73(4): 1104–1114. doi: 10.1093/icesjms/fsv266.
- Trzcinski, M.K., Armsworthy, S.L., Wilson, S., Mohn, R.K., and Campana, S.E. 2011. [A framework for the assessment of the Scotian Shelf and Southern Grand Banks Atlantic halibut stock](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/02.
- Zwanenburg, K.C.T., Black, G., Fanning, P., Branton, R., Showell, M., and Wilson, S. 1997. [Atlantic halibut \(*Hippoglossus hippoglossus*\) on the Scotian Shelf and Southern Grand Banks: evaluation of resource status](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1997/050. 75 p.

TABLEAUX

Tableau 1. Données sur les débarquements totaux à la palangre dans les zones 3 (LL3) et 4 (LL4) et au chalut à panneaux dans les zones 3 (OT3) et 4 (OT4).

Année	LL3	LL4	OT3	OT4
1970	249	603	440	270
1971	319	676	244	399
1972	172	716	319	154
1973	206	722	287	117
1974	147	600	287	78
1975	150	563	255	145
1976	107	567	238	175
1977	89	503	500	188
1978	73	709	256	306
1979	52	856	365	329
1980	71	1 050	218	443
1981	61	1 100	172	359
1982	74	1 414	417	383
1983	136	1 597	137	312
1984	600	1 826	323	204
1985	906	1 772	951	231
1986	904	1 467	752	140
1987	582	1 070	799	103
1988	763	1 216	259	131
1989	600	1 136	164	70
1990	603	1 017	487	132
1991	278	802	801	138
1992	284	875	166	105
1993	252	758	112	140
1994	127	856	97	36
1995	139	520	86	47

Année	LL3	LL4	OT3	OT4
1996	118	581	51	37
1997	152	692	75	34
1998	201	564	90	18
1999	186	585	148	27
2000	254	509	92	7
2001	394	722	159	44
2002	348	721	199	53
2003	442	779	312	50
2004	349	800	129	82
2005	334	766	69	65
2006	339	872	35	50
2007	489	899	37	88
2008	363	960	53	59
2009	297	1 180	510	73
2010	421	1 241	118	67
2011	419	1 265	133	94
2012	539	1 377	139	131
2013	520	1 757	213	99
2014	756	1 729	314	106
2015	613	2 093	414	107
2016	366	2 116	634	110
2017	649	2 251	490	127
2018	585	2 993	452	191
2019	727	3 184	586	202
2020	1 196	3 458	398	198

Tableau 2. Notation utilisée dans le modèle SISCAL. Un tiret (-) signifie « Sans objet ».

Symbole	Valeur	Description
T	44	Nombre total de pas de temps de 1951 à 2019
A	30	Groupe-classe d'âge Plus
l	7,5, 12,5, 262,5	Points médians des tranches de longueur ($L = 52$ tranches de longueur en tout)
t	1, 2, ..., T	Pas de temps
a	1, 2, ..., A	Indice de la classe d'âge
g	1, 2, ..., 7	Indice de l'engin pour (1) LL_NAFO3, (2) LL_NAFO4 et (3) OT_NAFO3, (4) OT_NAFO4, (5) RV_4VWX, (6) HS_Fixed, (7) HS_Random
x	1, 2	Indice des sexes pour les mâles (1) et les femelles (2) pour les états du modèle et dans les compositions selon la longueur recueillies en mer, (3) sexes combinés
m_a	-	Maturité selon l'âge a
$a_{50}^{mat}, a_{95}^{mat}$	11,5, 14,5	Âge à 50 % et à 95 % de maturité
B_0	-	Biomasse reproductrice femelle non exploitée
h	-	Taux de variation du stock-recrutement de Beverton-Holt
R_0	-	Recrutement à l'équilibre non exploité
\bar{R}	-	Recrutement moyen
R_{init}	-	Recrutement en 1970 pour l'initialisation de l'exploitation
$S_{a,x}$	-	Survie selon l'âge à l'équilibre non exploité a pour le sexe x
$w_{a,x}$		Poids selon l'âge a pour le sexe x
a	0,00673	Relation longueur-poids a
b	3,12	Relation longueur-poids b
l_0	0,685	Longueur théorique à l'âge 0 (les deux sexes)
$L_{\infty,x}$	120,81, 200,22	Longueur moyenne asymptotique pour le sexe x (cm)
K_x	0,08, 0,04	Coefficient de croissance de von Bertalanffy pour le sexe x
λ_x	1,35, 1,33	

Symbole	Valeur	Description
$l_{a,x}$	-	Longueur moyenne à l'âge a pour le sexe x
$\sigma_{L,x}$	0,18, 0,12	CV dans la distribution de la longueur selon l'âge pour les mâles et les femelles
c_1, c_2	-	Paramètres allométriques de conversion longueur-poids
ϕ_0	-	Biomasse reproductrice à l'équilibre non exploitée par recrue
α_h, β_h	56,82, 21,02	Paramètres a priori bêta du taux de variation
ω_t	-	Logarithmes des écarts de l'erreur de processus de recrutement annuel
σ_R	0,75	Erreur type des écarts de recrutement ω_t
q_g	-	Coefficient de capturabilité pour les relevés RV_4VWX ($g = 5$), HS_Fixed ($g = 6$) et HS_Random ($g = 7$)
$M_{x,t}$	-	Taux de mortalité naturelle annuels pour les poissons mâles et femelles
$S_g^{50,A}$	-	Longueur à 50 % de sélectivité pour l'engin g (membre ascendant)
$S_g^{Step,A}$	-	Différence entre la longueur à 50 % de sélectivité et la longueur à 95 % de sélectivité pour l'engin g (membre ascendant)
$S_g^{Step,1,D}$	-	Différence entre la longueur à 95 % de sélectivité ascendante et la longueur à 95 % de sélectivité descendante pour l'engin g ($g = 3, 4, 5$)
$S_g^{Step,2,D}$	-	Différence entre la longueur à 50 % de sélectivité et la longueur à 95 % de sélectivité pour l'engin g (membre descendant, $g = 3, 4, 5$)
δ_g	-	Pas de temps fractionnaire auquel la prise par le type d'engin g est retirée de la population
$L_{lim,g,t}$	81	Limite de taille minimale appliquée aux débarquements commerciaux pour l'engin g l'année $t \geq t_g^{lim}$
t_g^{lim}	1988, 1988, 1990, 1995	Première année de rejets de poissons de taille inférieure à la taille réglementaire
d_g	0,23, 1,26	Taux de mortalité instantanée induite par les rejets (resp., palangre et chalut)
$p_{a,x,g}^{Rel}$	-	Probabilité de rejet d'un poisson d'âge a , du sexe x lorsqu'il est capturé par l'engin g (après la première année de limite de taille)
$N_{a,x,t+\delta_g}$	-	Nombres totaux à l'âge a pour le sexe x l'année t au pas de temps fractionnaire δ_g
$N_{a,x,g,t+\delta_g}$	-	Nombres totaux à l'âge a pour le sexe x vulnérables à l'engin g l'année t au pas de temps fractionnaire δ_g
$B_{p,t}$	-	Biomasse reproductrice de la zone p l'année t
$C_{g,t}$	-	Débarquements observés capturés par l'engin g au moment t (kilotonnes)
$\hat{C}_{g,t}$	-	Prises totales estimées (débarquements et remises à l'eau) par l'engin g au moment t (kilotonnes)
$\hat{D}_{g,t}$	-	Rejets totaux estimés (remises à l'eau) capturés par l'engin g au moment t (kilotonnes)
$C_{a,x,g,t}$	-	Prises selon l'âge prévues a , en nombre, du sexe x , par l'engin g , l'année t
$C'_{a,x,g,t}$	-	Prises selon l'âge prévues a , en unités de biomasse, du sexe x , par l'engin g , l'année t
$U_{g,t}$	-	Taux d'exploitation par l'engin g l'année t
$I_{g,t}$	-	Indice du relevé observé pour l'engin $g \in \{5, 6\}$ au moment t
$\hat{I}_{g,t}$	-	Indice du relevé prévu pour l'engin $g \in \{5, 6\}$ au moment t
τ_g	-	Écart-type des résidus logarithmiques d'observation de l'indice du relevé
$u_{l,x,g,t}$	-	Données sur la composition observée pour la tranche de longueur l pour l'engin g au moment t
$\hat{u}_{l,x,g,t}$	-	Données sur la composition prévue pour la tranche de longueur l pour l'engin g au moment t
$B_{x,g,t}$	-	Nombre total de tranches de longueur avec des observations de l'âge supérieures à 2 % de la taille totale de l'échantillon de l'année t

Symbole	Valeur	Description
$\tau_{p,g}^{len}$	-	EMV conditionnelle de l'erreur d'échantillonnage de la composition selon l'âge
ρ_g	-	Coefficient de corrélation à décalage 1 pour les résidus de la composition selon la longueur
C	-	Matrice de corrélation à décalage 1 pour les résidus de la composition selon la longueur
K	-	Matrice de transformation dimensionnelle pour la probabilité normale logistique de composition selon la longueur
$l_{x,g,t}$	-	Résidus logarithmiques de la composition selon la longueur normale logistique centrée pour le sexe x dans l'engin g au pas de temps t
$p_{l,g,t}^F$	-	Proportion des observations de femelles dans la tranche de longueur l
$\hat{p}_{l,g,t}^F$	-	Proportion prévue de femelles dans la tranche de longueur l
$p_{alloc,g}$	0,2507, 0,6899, 0,0258, 0,0337	Proportion du TAC attribuée à chaque flotte ($g = 1, \dots, 4$)

Tableau 3. Équations du modèle de processus pour le modèle SISCAL.

N°	Équation
(P.1)	$\theta^{lead} = (B_0, R, \{\omega_t\}_{t \in 1:T}, M_{x,1}, \{\epsilon_t\}_{t=2:T}, S_g^{(50)}, S_g^{(step)}, S_g^{Step,1,D}, S_g^{Step,2,D})$
(P.2)	$\theta^{cond} = (\{\log q_g\}_{g \in 5,6}, \{\tau_g\}_{g \in 5,6}, \{\tau_g^{age}\}_{g \in 1:6}, \{\tau_g^{pF}\}_{g \in 1:6})$
(P.3)	$\theta^{Fixe} = (\{m_a\}_{a \in 1:30}, \sigma_R, \sigma_M)$
(P.4)	$\theta^{valeurs \ a \ priori} = (m_M, S_M, \{m_g^{50,A}, m_g^{Step,A}, m_g^{Step,1,D}, m_g^{Step,2,D}, \sigma_g^{Sel}\}_{g \in 1:3}, \alpha_h, \beta_h)$
(EQ.1)	$m_a = \left(1 + e^{-\log 19 \frac{a - a_{50}^{mat}}{a_{95}^{mat} - a_{50}^{mat}}}\right)^{-1}$
(EQ.2)	$M_{x,t} = \{M_{x,1} \ t = 1, M_{x,t-1} \cdot e^{\epsilon_t} \ t \geq 2.$
(EQ.3)	$M_{0,x} = \frac{1}{T} \sum_t M_{x,t}$
(EQ.4)	$S_{a,x} = \{0.5 \ a = 1, S_{a-1,x} e^{-M_{0,x}} \ 1 < a < A \ S'_{a-1,x} e^{-M_{0,x}} / (1 - e^{-M_{0,x}}) \ a = A.$
(EQ.5)	$\phi_0 = e^{-M_{0,x=1}} \cdot \sum_a S_{a,x=1} \cdot w_{a,x=1} \cdot m_a$
(EQ.6)	$R_0 = \frac{B_0}{\phi_0}$
(EQ.7)	$N_{a,x}^{eq} = R_0 \cdot S_{a,x}$
(G.1)	$l_{a,x} = L_{\infty,x} \cdot \left[1 - \left(1 - \frac{l_0}{L_{\infty,x}}\right) e^{-K_x a^{\lambda x}}\right]$
(G.2)	$D(a, x) = e^{-\frac{(l - l_{a,x})^2}{2(\sigma_L l_{a,x})^2}}$
(G.3)	$P(a, x) = \frac{D(a, x)}{\sum_{l'} D(a, x)}$
(S.1)	$S_{a,x,g} = \begin{cases} \left(1 + e^{-\log 19 \frac{l_{a,x} - s_g^{50,A}}{s_g^{Step,A}}}\right)^{-1} & g = 1,2,6,7 \\ S_{a',x,g} & \\ = 3,4,5 & \left(1 + e^{-\log 19 \frac{l_{a,x} - s_g^{50,A}}{s_g^{Step,A}}}\right)^{-1} \left(1 + e^{-\log 19 \frac{l_{a,x} - s_g^{50,D}}{s_g^{Step,D}}}\right)^{-1} & g \end{cases}$

N°	Équation
(NEQ.1)	$N_{a,x,1} = R_{init} \cdot S_{a,x}$
(D.1)	$p_{a,x,g}^{Rel} = \sum_l 1(l_{a,x} < l_g^{lim}) \cdot P(a, x)$
(C.1)	$N_{a,x,t+\delta_g} = N_{a,x,t+\delta_{g-1}} \cdot e^{-1 \cdot (\delta_g - \delta_{g-1}) M_{x,t}}$
(C.2)	$N_{a,x,g,t} = N_{a,x,t+\delta_g} \cdot S_{a,x,g}$
(C.3)	$B_{a,x,g,t} = N_{a,x,g,t} \cdot w_{a,x}$
(C.4)	$B_{g,t} = \sum_{a,x} B_{a,x,g,t}$
(C.5)	$p_{a,x,g,t}^{(B)} = \frac{B_{a,x,g,t}}{B_{g,t}}$
(C.6)	$\widehat{C}_{g,t} = \frac{C_{g,t}}{\sum_{a,x} \left[\left(1 - p_{a,x,g}^{Rel} \right) \cdot p_{a,x,g,t}^{(B)} \right]}$
(C.7)	$C'_{a,x,g,t} = \widehat{C}_{g,t} \cdot \frac{B_{a,x,g,t}}{B_{g,t}}$
(C.7)	$C_{a,x,g,t} = \frac{C'_{a,x,g,t}}{w_{a,x,g,t}}$
(C.8)	$D_{a,x,g,t} = C_{a,x,g,t} \cdot p_{a,x,g}^{Rel}$
(C.9)	$N_{a,x,t+\delta_g^+} = N_{a,x,t+\delta_g} - C_{a,x,g,t} + D_{a,x,g,t} e^{-d_g}$
(C.10)	$U_{g,t} = \frac{C_{g,t}}{B_{g,t}}$
(A.1)	$B_t = \sum_a N_{a,x=1,t} \cdot w_{a,x=1,t} \cdot m_a$
(A.2)	$R_{t+1} = \underline{R} \cdot e^{\omega t}$
(A.3)	$\widehat{R}_{t+1} = \frac{4hR_0B_t}{(B_0(1-h)(1-(5h-1)/(B_0(1-h))B_t)}$
(A.3)	$N_{a,x,t+1} = \begin{cases} 0.5 R_{t+1} & a = 1 \\ e^{-(1-\delta_G)M_{x,t}} \cdot N_{a-1,x,t+\delta_G} & 2 \leq a \leq A-1 \\ e^{-(1-\delta_G)M_{x,t}} \cdot (N_{a-1,x,t+\delta_G} + N_{a,x,t+\delta_G}) & a = A \end{cases}$

Tableau 4. Vraisemblances des données, fonctions de densité des a priori du modèle et fonction objective finale pour le modèle SISCAL. $1(X)$ est la fonction indicatrice qui prend la valeur 1 lorsque l'énoncé X est vrai, et la valeur 0 sinon.

N°	Équation
(O.1)	$X_{g,t} = \{N_{g,t} \text{ } g = 5 \text{ } B_{g,t} \text{ } g = 6,7$
(O.2)	$\hat{u}_{l,x,g,t} = \{0 \text{ } l < L_{lim,g,t} \text{ et } t \geq t_{g,t}^{lim} \sum_a \frac{P(a,x)N_{\{a,x,g,t\}}}{\sum_{\{l'\}} P(a,x)N_{\{a,x,g,t\}}} \text{ } l > L_{lim,g,t} \text{ OU } t < t_{g,t}^{lim}$
(O.3)	$\hat{p}_{l,g,t}^F = \{0 \text{ } l < L_{lim,g,t} \text{ et } t \geq t_{g,t}^{lim} \frac{\sum_a P(a,x=2)N_{a,x=2,g,t}}{\sum_a P(a,x=1)N_{a,x=1,g,t} + \sum_a P(a,x=2)N_{a,x=2,g,t}} \text{ } l > L_{lim,g,t} \text{ OU } t < t_{g,t}^{lim}$
(NLL.1)	$z_{g,t} = \{0 \text{ } I_{g,t} = 0 \text{ } \log \frac{I_{g,t}}{X_{g,t}} \text{ } I_{g,t} > 0$
(NLL.2)	$n_g = \sum_{t=1}^T 1(I_{g,t} > 0)$
(NLL.3)	$\hat{q}_g = \frac{1}{n_g} \sum_t z_{g,t}$
(NLL.4)	$\hat{\tau}_g^2 = \frac{1}{n_g} \sum_{t=1}^T 1(I_{g,t} > 0) \cdot (z_{g,t} - \hat{q}_g)^2$
(NLL.5)	$l_{g,1} = \frac{1}{2} (n_g \cdot \log \log \hat{\tau}_g^2 + n_g)$
(L.1)	$C_g = [\rho_g^{j-i}]_{i,j}$
(L.2)	$K = [I_{L-1} 1]$
(L.3)	$V_g = K \cdot C_g \cdot K^T$
(L.4)	$W_{p,g,t} = \frac{\text{moyenne}(n_{x,g,t}^{Len})}{n_{x,g,t}^{Len}}$
(L.5)	$B_{x,g,t} = \sum_l 1(u_{l,x,g,t} > 0,02)$
(L.6)	$\vec{l}_{x,g,t} = \langle \log(u_{l,x,g,t}/u_{B_{x,g,t},x,g,t}) - \log(\hat{u}_{l,x,g,t}/\hat{u}_{B_{x,g,t},x,g,t}) \rangle_l$
(L.7)	$\hat{\tau}_{x,g}^{len} = \left(\frac{\sum_t \frac{1}{W_{x,g,t}^2} (\vec{l}_{x,g,t})^T \cdot V_g^{-1} \cdot \vec{l}_{x,g,t}}{\sum_t B_{x,g,t}} \right)^{0,5}$
(L.8)	$l_2 = \sum_{x,g} \left(\sum_{l,t} \log u_{l,x,g,t} + \log \hat{\tau}_{x,g}^{len} \sum_t (B_{x,g,t} - 1) + \frac{1}{2} \sum_t \log V_g + \sum_t (B_{x,g,t} - 1) \log W_{x,g,t} \right)$
(F.1)	$n_g^{pF} = \sum_{t,l} 1(p_{g,t,l}^F > 0)$
(F.2)	$z_{l,g,t}^{pF} = \{0 \text{ } p_{g,t,l}^F = 0 \text{ ou } \hat{p}_{g,t,l}^F = 0 \text{ } \log(p_{g,t,l}^F) - \log(\hat{p}_{g,t,l}^F) \text{ } p_{g,t,l}^F > 0 \text{ et } \hat{p}_{g,t,l}^F > 0$
(F.3)	$\hat{\tau}_g^{pF} = \left(\frac{1}{n_g^{pF}} \sum_{l,t} (z_{l,g,t}^{pF})^2 \right)^{0,5}$
(F.4)	$l_{g,3} = \frac{1}{2} (n_g^{pF} \cdot \log \log (\hat{\tau}_g^{pF})^2 + n_g^{pF})$
(P.1)	$p_1 = \sum_t \omega_t^2$

N°	Équation
(P.2)	$p_4 = \frac{1}{2\sigma_M^2} \sum_t \epsilon_t^2$
(P.3)	$p_2 = (1 - \alpha_h) \log \log h + (1 - \beta_h) \log \log (1 - h)$
(P.4)	$p_3 = \sum_{g=1}^4 (\log F_{init,g})^2$
(P.5)	$p_5 = \sum_x \left[\frac{(\log \log M_{0,x} - \log \log m_M)^2}{2s_M^2} + \frac{(\log \log \underline{M}_x - \log \log m_M)^2}{2s_M^2} \right]$
(P.6)	$p_6 = \log \log B_0 + \log \log \underline{R} + \log \log R_{init}$
(P.7)	$p_7 = \frac{1}{2\sigma_R^2} \sum_t (\log \log R_t - \log \log \widehat{R}_t)^2$
(F.1)	$f = \sum_g l_{g,1} + l_2 + \sum_g l_{g,3} + p_1 + p_2 + p_3 + p_4 + p_5 + p_6 + p_7$

Tableau 5. Objectifs de gestion de la pêche du flétan de l'Atlantique.

N°	Intention générale	Objectif ambitieux	Mesure	Probabilité	Durée
1	Éviter une faible abondance à laquelle le recrutement pourrait être entravé (MPO)	Éviter un déclin de la biomasse reproductrice en dessous du PRL causé par la pêche	Biomasse du stock reproducteur (BSR) inférieure au PRL	Faible à très faible	2 générations
2	Ajuster le niveau de précaution en fonction de l'état du stock (Tableau 1 du CPD du MPO)	Faciliter la croissance ou atténuer le déclin lorsque la biomasse reproductrice se trouve entre le PRL et le PRS	État et tendance de la biomasse reproductrice	Probabilité d'une baisse de faible à très faible au PRL à neutre au PRS	1 génération
3	Fournir des TAC interannuels stables (Industrie)	Éviter des variations interannuelles importantes du TAC	Variation annuelle absolue (à la hausse ou à la baisse) du TAC	S. O.	2022-2031
4	Fournir des TAC interannuels stables (Industrie)	Éviter des variations interannuelles mineures du TAC	Variation annuelle absolue (à la hausse ou à la baisse) du TAC	S. O.	2022-2031
5	Optimiser le rendement tout en évitant les cycles d'expansion et de ralentissement	a.) Maximiser le rendement	Rendement	Neutre	2022-2031
		b.) Prolonger la durée du pic de l'utilisation de la ressource	Années	Neutre	2022-2031
		c.) Éviter les variations importantes du TAC en cours de période	Variation absolue du TAC	Neutre	2 générations

Tableau 6. Paramètres de rendement de la gestion de la pêche du flétan de l'Atlantique. Les numéros (colonne N°) correspondent aux objectifs de gestion des pêches du tableau 5. La fonction 1(X) est la fonction indicatrice qui prend la valeur 1 lorsque X est vrai et la valeur 0 sinon. Un tiret (-) signifie « Sans objet ».

N°	Nom du paramètre	Définition	Objectif
1	pLRP	$P(B < LRP) = \frac{\sum_t \sum_i 1(B_{i,t} < LRP)}{28 \cdot 100}$	Faible : 5 % à 25 % Très faible : 5 %
2	pDecline	$P(B_{2035} < B_{2021}) = \frac{\sum_i 1(B_{i,2035} < B_{2021})}{100}$	Très faible (5 %) au PRL à Neutre (50 %) au PRS
3, 4	mAAC10	$AAC_{10} = \frac{\sum_i \sum_{t=2022}^{2031} C_{i,t} - C_{i,t-1} }{10 \cdot 100}$	Minimiser
5a)	avgC	$\underline{C} = \text{médiane}_i \frac{\sum_t C_{i,t}}{28}$	Maximiser
5b)	nPeak	$\underline{N}_{peak} = \text{médiane}_i \left\{ \max_{t>2021} \left[\sum_{t'=2022}^t 1(C_{i,t'} > 0,75 C_{2021}) \right] \right\}$	Maximiser
5c)	mAAC28	$AAC_{28} = \frac{\sum_i \sum_{t=2022}^{2050} C_t - C_{t-1} }{28 \cdot 100}$	Minimiser
-	pHealthy	$P(B > USR) = \frac{\sum_t \sum_i 1(B_{i,t} < 0,8 B_{MSY})}{28 \cdot 100}$	-
-	pTarget	$P(B > TRP) = \frac{\sum_t \sum_i 1(B_{i,t} > B_{MSY})}{28 \cdot 100}$	-
-	p > U _{MSY}	$P(U > U_{MSY}) = \frac{\sum_t \sum_i 1(U_{i,t} > U_{MSY})}{28 \cdot 100}$	Neutre : 50 %
-	mU_Overfish	$E(U U > U_{MSY}) = \frac{\sum_t \sum_i U_{i,t} \cdot 1(U_{i,t} > U_{MSY})}{\sum_t \sum_i 1(U_{i,t} > U_{MSY})}$	-

Tableau 7. Facteurs de la procédure de gestion (PG) et leurs niveaux utilisés pour définir une grille de PG du flétan de l'Atlantique à évaluer à l'aide de simulations en boucle fermée.

Facteur	Niveaux	Description
Relevé	HSfix	Partie à stations fixes du relevé du flétan à la palangre réalisé par le MPO et l'industrie
	HSrand	Partie aléatoire stratifiée du relevé du flétan à la palangre réalisé par le MPO et l'industrie
Règle de contrôle des prises	rampedFmsy	Règle prudente de contrôle des prises à augmentation progressive avec 2 points de contrôle $F(PRL) = 0,05$ $F(PRS) = F_{RMD}$
	Articulated1.2Fmsy	Règle prudente de contrôle des prises avec 3 points de contrôle $F(PRL) = 0,05$ $F(PRS) = 0,8F_{RMD}$ $F(1,2B_{RMD}) = 1,2F_{RMD}$
Limite de taille	sl81	Limite de taille réglementaire de 81 cm
	sl86	Limite de taille réglementaire de 86 cm
Remise à l'eau volontaire des grands poissons	rel170	Taux de remise à l'eau de 80 % des flétans de 170 cm ou plus
	keep170	Aucune remise à l'eau de flétan de 170 cm ou plus

Tableau 8. Points de référence fondés sur le rendement maximal durable (RMD) pour la biomasse reproductrice du flétan de l'Atlantique et pour la biomasse provenant de la partie à stations fixes et de la partie aléatoire stratifiée du relevé du flétan à la palangre réalisée par le MPO et l'industrie. Les points de référence de la biomasse dans les relevés sont dérivés de la biomasse dans les relevés à l'équilibre du modèle aux taux de mortalité par pêche à long terme qui produisent les niveaux de biomasse reproductrice femelle indiqués. Un tiret (-) signifie « Sans objet ».

Biomasse	PRL	PRS	B_{RMD}	Capturabilité q
Biomasse reproductrice femelle	5,3 kt	10,6	13,3 kt	-
Biomasse dans les relevés à stations fixes	11,8 kt	23,52	29,4 kt	0,0046
Biomasse dans les relevés aléatoires stratifiés	10,9 kt	21,84	27,3 kt	0,0020

Tableau 9. Définitions mathématiques des deux règles prudentes de contrôle des prises mises à l'essai dans des simulations en boucle fermée.

Règle	Définition	Limite interannuelle pour les variations du TAC
rampedFmsy	$F(\widehat{B}_t) = \begin{cases} 0.05 & \text{si } \widehat{B}_t \leq PRL \\ \frac{(\widehat{B}_t - PRL)(F_{RMD} - 0.05)}{(0.8B_{RMD} - PRL)} & \text{si } PRL < \widehat{B}_t \leq 0.8B_{RMD} \\ F_{RMD} & \text{si } \widehat{B}_t > 0.8B_{RMD} \end{cases}$	$\Delta_t(\widehat{B}_t) = 1.0$
artic1.2Fmsy	$F(\widehat{B}_t) = \begin{cases} 0.05 + \frac{(\widehat{B}_t - PRL)(0.8F_{RMD} - 0.05)}{(0.8B_{RMD} - PRL)} & \text{si } \widehat{B}_t \leq PRL \\ \left(0.8 + \frac{0.4(\widehat{B}_t - 0.8B_{RMD})}{(1.2B_{RMD} - 0.8B_{RMD})}\right) F_{RMD} & \text{si } PRL < \widehat{B}_t \leq 0.8B_{RMD} \\ 1.2F_{RMD} & \text{si } 0.8B_{RMD} < \widehat{B}_t \leq 1.2B_{RMD} \\ & \text{si } \widehat{B}_t > 0.8B_{RMD} \end{cases}$	$\Delta_t(\widehat{B}_t) = \begin{cases} 1.0 & \text{si } \widehat{B}_t \leq PRL \\ 1 - \frac{(\widehat{B}_t - PRL)(1 - 0.15)}{(0.8B_{RMD} - PRL)} & \text{si } PRL < \widehat{B}_t \leq 0.8B_{RMD} \\ 0.15 & \text{si } \widehat{B}_t > 0.8B_{RMD} \end{cases}$

Tableau 10. Paramètres de rendement de la gestion pour les 18 procédures de gestion du flétan de l'Atlantique mises à l'essai. Les paramètres de conservation sont mesurés en probabilité (proportion de simulations et de pas de temps) et un point centré (-) indique que le seuil de rendement pour la probabilité de déclin, d'après l'état du stock en 2021, a été atteint. Les paramètres des prises mAAC10, avgC et mAAC_2gen sont exprimés en kt, nPeak en années et ils sont définis dans le tableau 6.

Procédure de gestion	F max.	Limite de taille minimale	pLRP	pDecline	mAAC10	avgC	nPeak	mAAC_2gen
NoFish	0	81	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00
conf.14_15%	0,14	81	0,44	-	0,47	5,50	13	0,33
HSfix_rampedFmsy_sl81_rel170	0,087	81	0,00	-	0,25	3,50	10	0,24
HSfix_artic1.2Fmsy_sl81_rel170	0,103	81	0,00	-	0,33	3,90	10	0,30
HSfix_rampedFmsy_sl86_rel170	0,087	86	0,00	-	0,25	3,40	10	0,24
HSfix_artic1.2Fmsy_sl86_rel170	0,103	86	0,00	-	0,33	3,90	10	0,30
HSfix_rampedFmsy_sl81_keep170	0,087	81	0,00	-	0,25	3,50	11	0,24
HSfix_artic1.2Fmsy_sl81_keep170	0,103	81	0,00	-	0,33	4,00	11	0,31
HSfix_rampedFmsy_sl86_keep170	0,087	86	0,00	-	0,25	3,50	12	0,24
HSfix_artic1.2Fmsy_sl86_keep170	0,103	86	0,00	-	0,33	4,00	11	0,31
HSrand_rampedFmsy_sl81_rel170	0,087	81	0,00	-	0,16	3,50	10	0,16
HSrand_artic1.2Fmsy_sl81_rel170	0,103	81	0,00	-	0,23	3,90	10	0,22
HSrand_rampedFmsy_sl86_rel170	0,087	86	0,00	-	0,16	3,50	10	0,16
HSrand_artic1.2Fmsy_sl86_rel170	0,103	86	0,00	-	0,23	3,90	10	0,22
HSrand_rampedFmsy_sl81_keep170	0,087	81	0,00	-	0,16	3,50	11	0,16
HSrand_artic1.2Fmsy_sl81_keep170	0,103	81	0,00	-	0,22	4,00	11	0,22
HSrand_rampedFmsy_sl86_keep170	0,087	86	0,00	-	0,16	3,50	12	0,16
HSrand_artic1.2Fmsy_sl86_keep170	0,103	86	0,00	-	0,22	4,00	11	0,22

Tableau 11. Paramètres de rendement supplémentaires pour les 18 procédures de gestion du flétan de l'Atlantique mises à l'essai. Les paramètres $p_{Healthy}$, p_{target} et $p_{Overfish}$ sont mesurés en probabilité (proportion de simulations et de pas de temps) et $mU_{Overfish}$ en yr^{-1} et ils sont définis dans le tableau 6.

Procédure de gestion	F max.	Limite de taille minimale	$p_{Healthy}$	p_{Target}	$p_{Overfish}$	$mU_{Overfish}$
NoFish	0	81	1,00	1,00	0,00	-
conf.14_15%	0,14	81	0,00	0,00	1,00	0,20
HSfix_rampedFmsy_sl81_rel170	0,086	81	0,84	0,50	0,54	0,10
HSfix_artic1.2Fmsy_sl81_rel170	0,103	81	0,80	0,44	0,63	0,11
HSfix_rampedFmsy_sl86_rel170	0,086	86	0,81	0,44	0,66	0,10
HSfix_artic1.2Fmsy_sl86_rel170	0,103	86	0,75	0,40	0,68	0,12
HSfix_rampedFmsy_sl81_keep170	0,086	81	0,90	0,61	0,53	0,10
HSfix_artic1.2Fmsy_sl81_keep170	0,103	81	0,85	0,49	0,66	0,11
HSfix_rampedFmsy_sl86_keep170	0,086	86	0,87	0,56	0,65	0,10
HSfix_artic1.2Fmsy_sl86_keep170	0,103	86	0,81	0,45	0,71	0,12
HSrand_rampedFmsy_sl81_rel170	0,086	81	0,88	0,60	0,49	0,10
HSrand_artic1.2Fmsy_sl81_rel170	0,103	81	0,88	0,50	0,63	0,11
HSrand_rampedFmsy_sl86_rel170	0,086	86	0,86	0,56	0,65	0,10
HSrand_artic1.2Fmsy_sl86_rel170	0,103	86	0,84	0,45	0,68	0,11
HSrand_rampedFmsy_sl81_keep170	0,086	81	0,93	0,68	0,49	0,10
HSrand_artic1.2Fmsy_sl81_keep170	0,103	81	0,90	0,55	0,66	0,11
HSrand_rampedFmsy_sl86_keep170	0,086	86	0,90	0,64	0,64	0,10
HSrand_artic1.2Fmsy_sl86_keep170	0,103	86	0,87	0,49	0,72	0,11

FIGURES

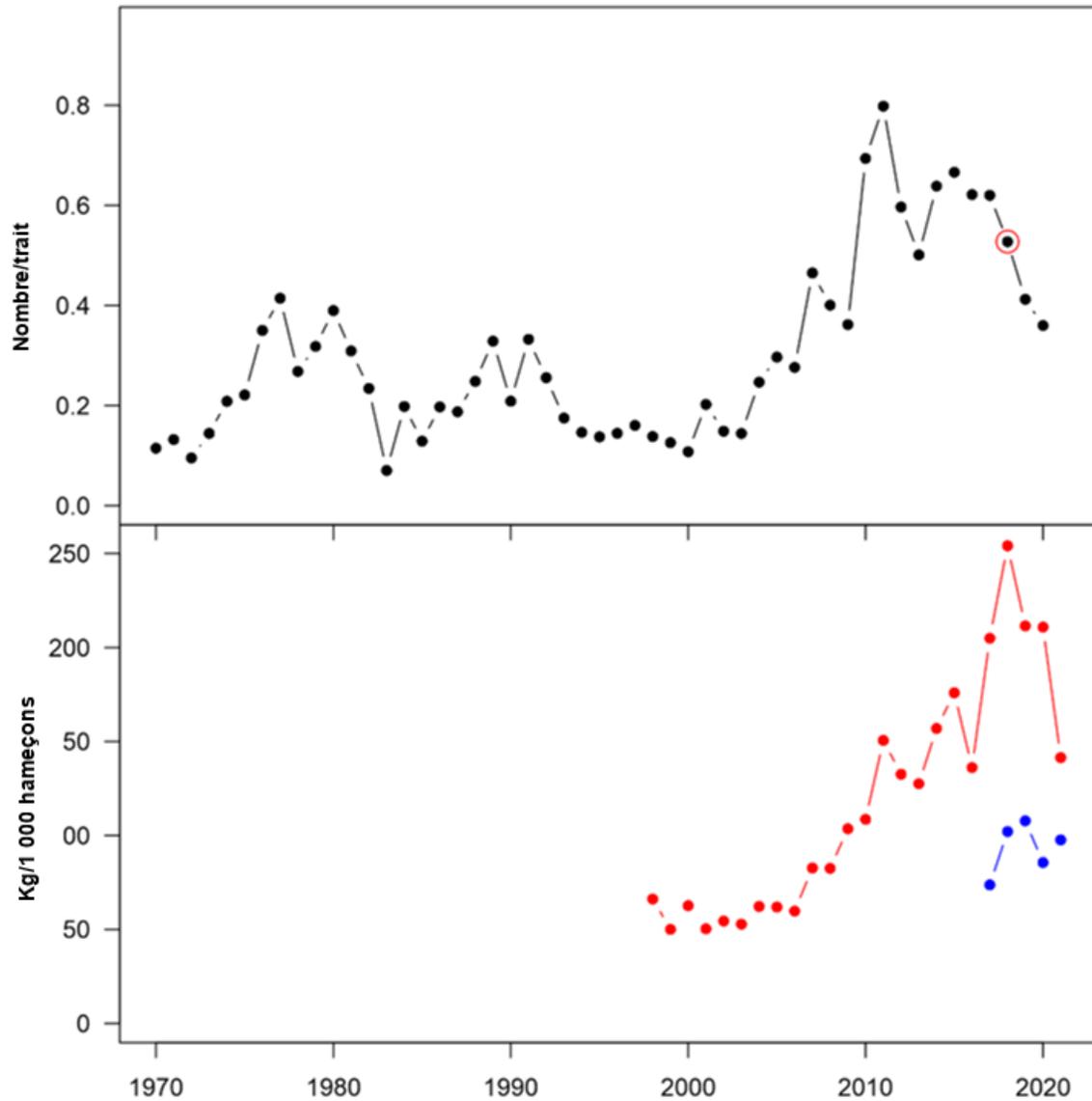


Figure 1. Indices de l'abondance utilisés pour ajuster le modèle SISCAL. Dans le panneau supérieur, le nombre par traît est tiré du relevé d'été de l'écosystème des Maritimes effectué par navire de recherche. Le cercle rouge indique l'année 2018 où le relevé n'a couvert que la division 4X. Le panneau inférieur représente les indices de la biomasse en kg/1 000 hameçons dans les relevés à stations fixes (en rouge) et les relevés aléatoires stratifiés (en bleu) du flétan à la palangre.

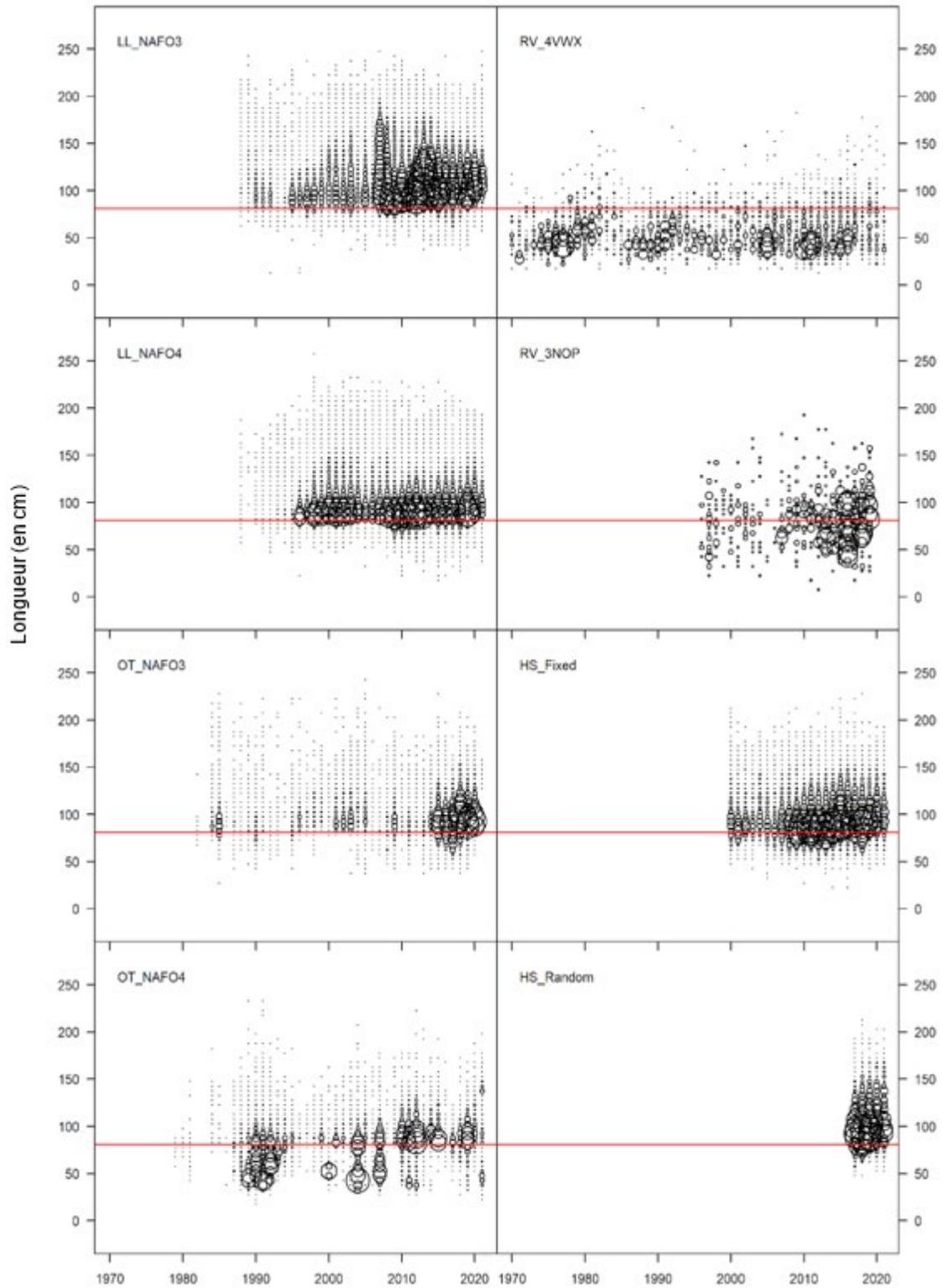


Figure 2. Données sur la composition selon la longueur des quatre flottes (colonne de gauche) et de 3 indices de l'abondance (colonne de droite). La ligne rouge indique la taille réglementaire minimale (81 cm).

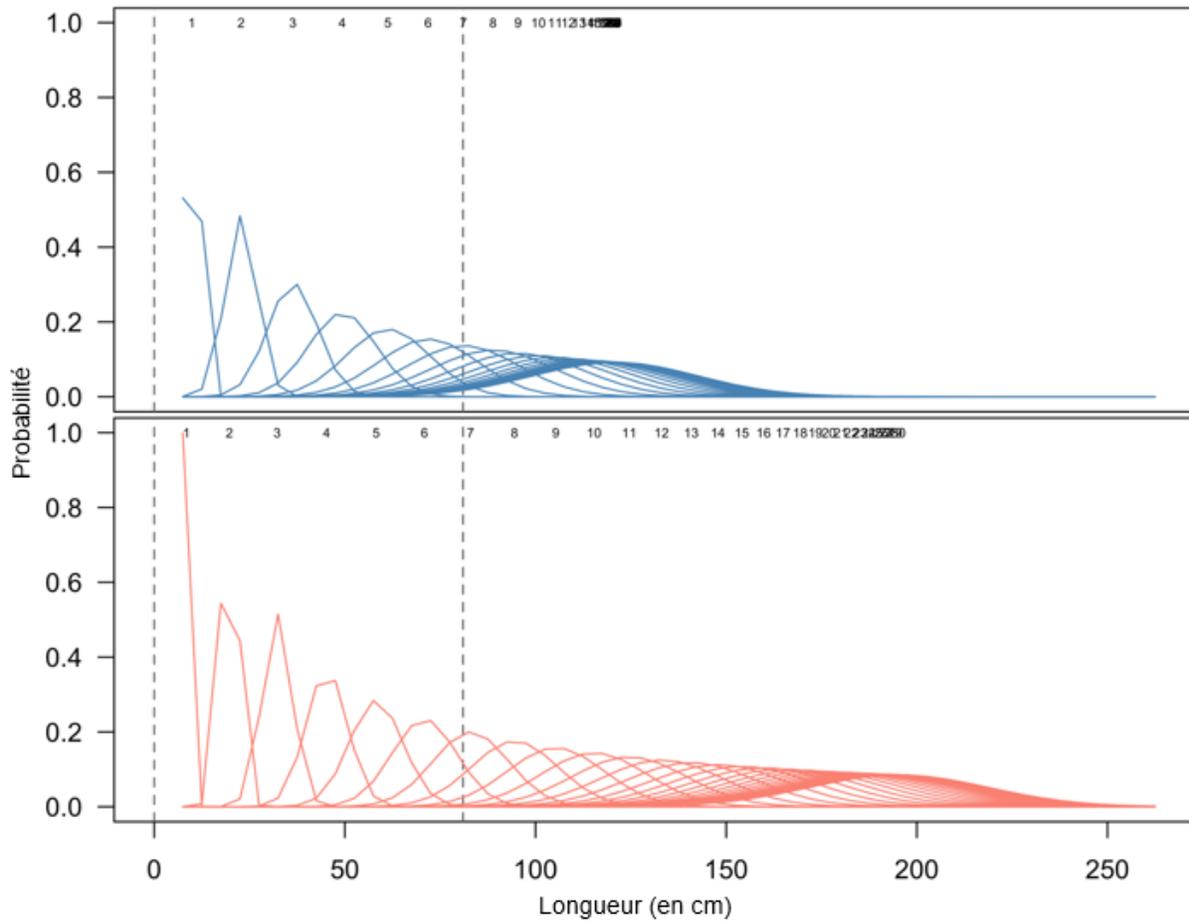


Figure 3. Distributions de la longueur selon l'âge dérivées des paramètres de croissance pour les mâles (en haut) et les femelles (en bas).

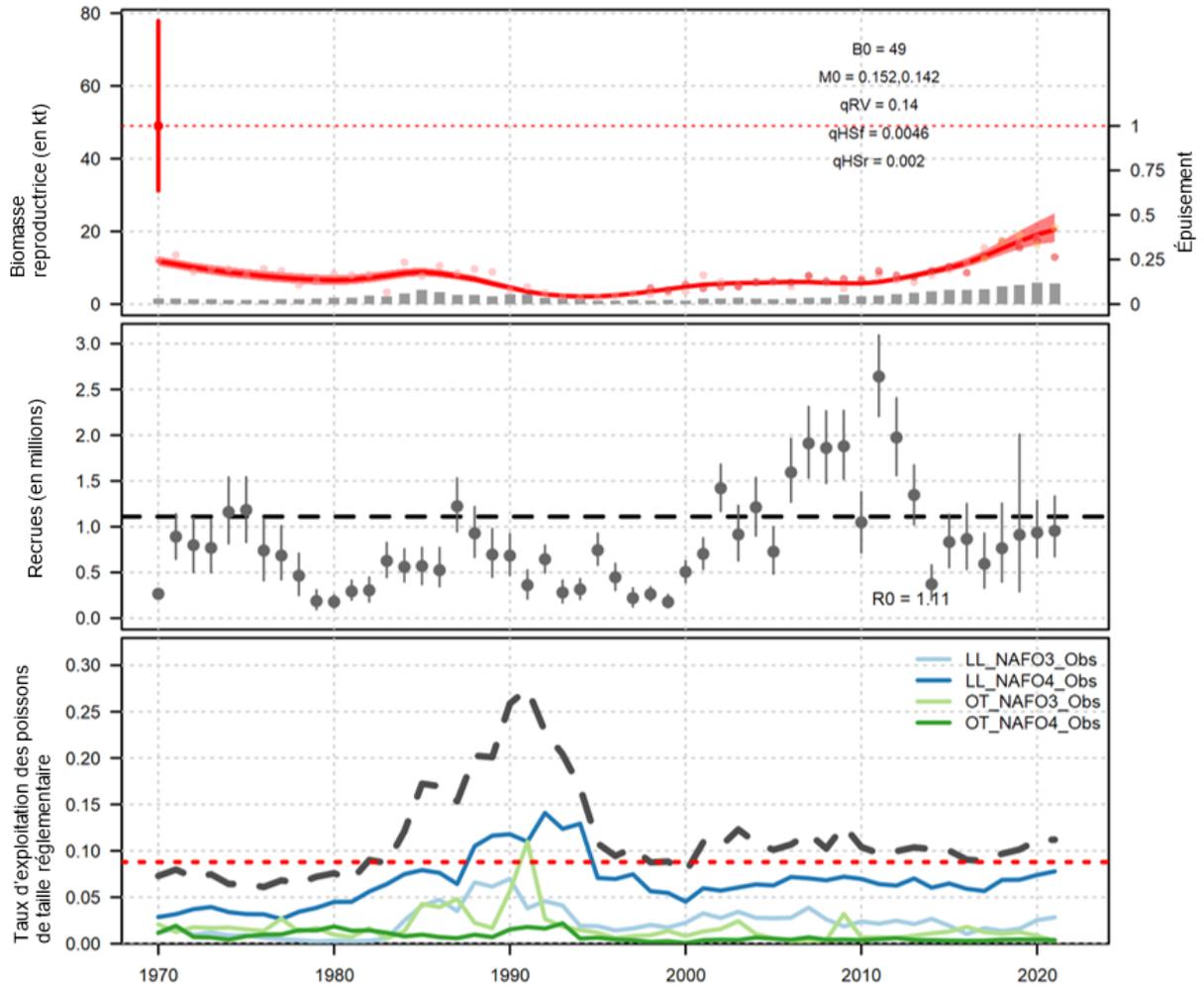


Figure 4. Série chronologique de la biomasse reproductrice avec les indices de la ponte mis à l'échelle (rangée du haut), les recrutements (deuxième rangée) et les taux d'exploitation (rangée du bas) pour les zones de flétan de l'Atlantique. Les barres des prises dans le panneau supérieur indiquent seulement les débarquements (pas les remises à l'eau). Le segment de ligne verticale dans le panneau supérieur illustre l'intervalle de crédibilité à 95 % a posteriori pour la biomasse non exploitée.

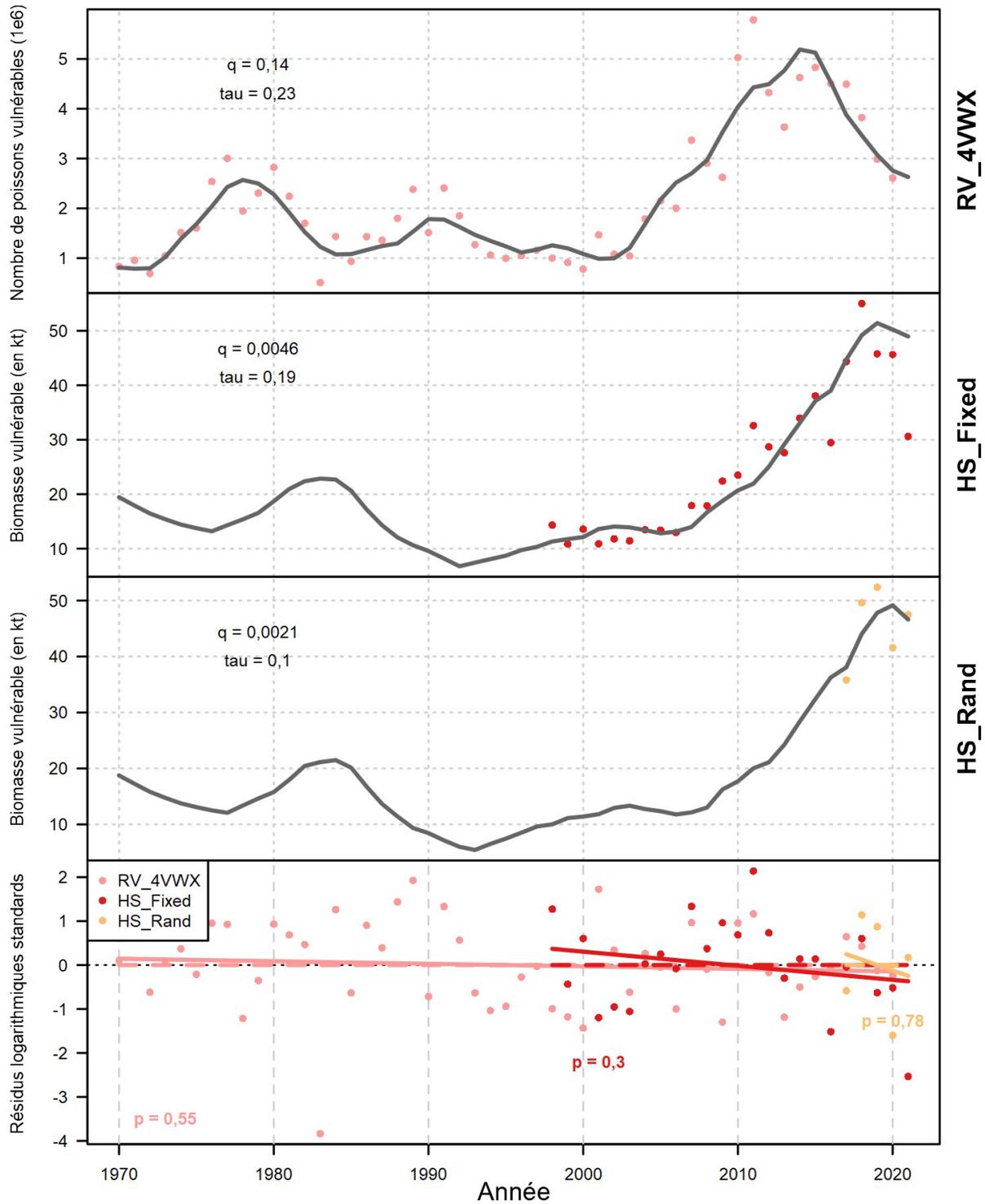


Figure 5. Ajustements du modèle aux indices d'abondance et de biomasse – relevé d'été de l'écosystème des Maritimes effectué par navire de recherche (panneau du haut), partie à stations fixes du relevé du flétan à la palangre du MPO et de l'industrie (deuxième panneau), partie aléatoire stratifiée du relevé du flétan à la palangre du MPO et de l'industrie (troisième panneau) et résidus logarithmiques standardisés où la signification de l'ajustement linéaire aux résidus (valeur p) est indiquée pour chacun des trois relevés (panneau du bas).

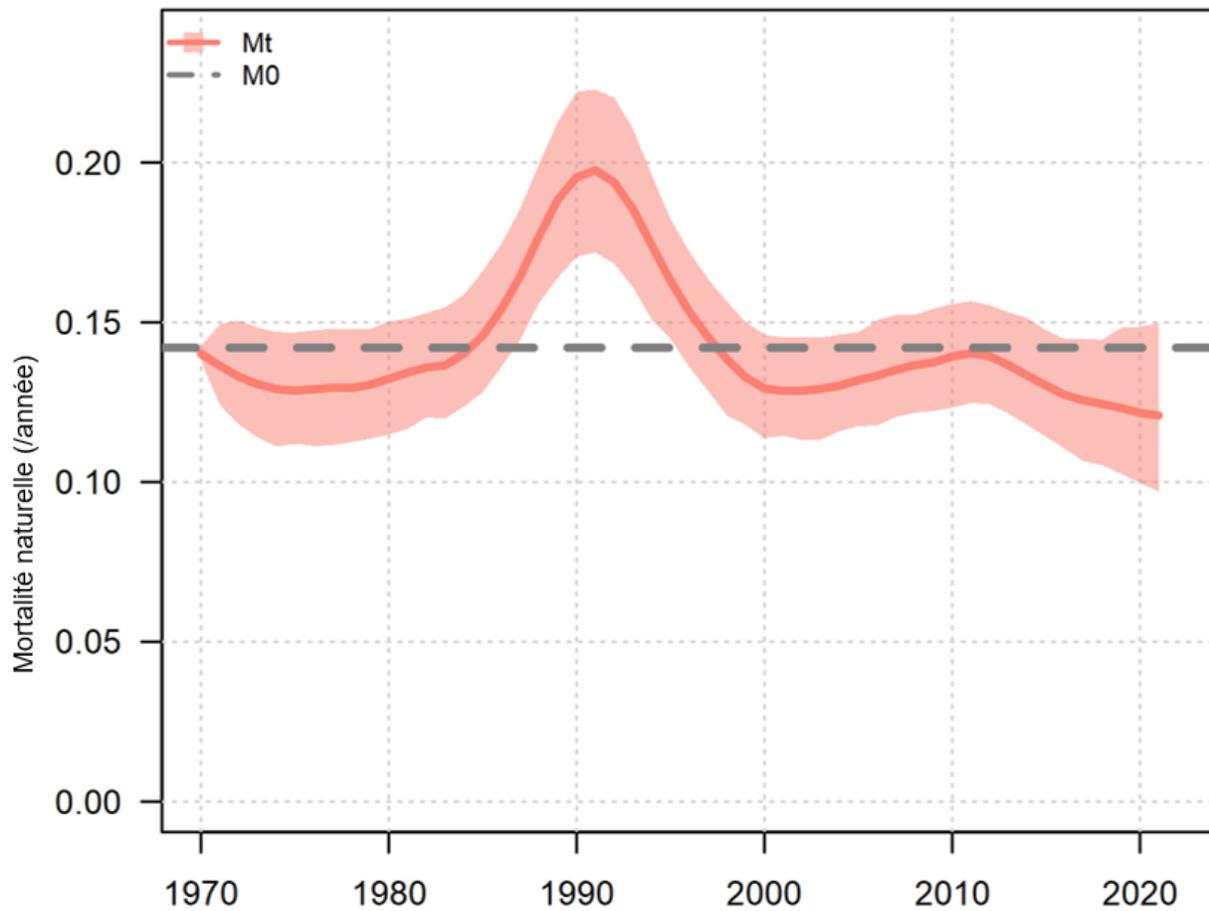


Figure 6. Moyenne a posteriori et intervalles de crédibilité    95 % pour les estimations de la mortalité naturelle variable dans le temps (M_t) par rapport    la mortalité initiale a priori (M_0).

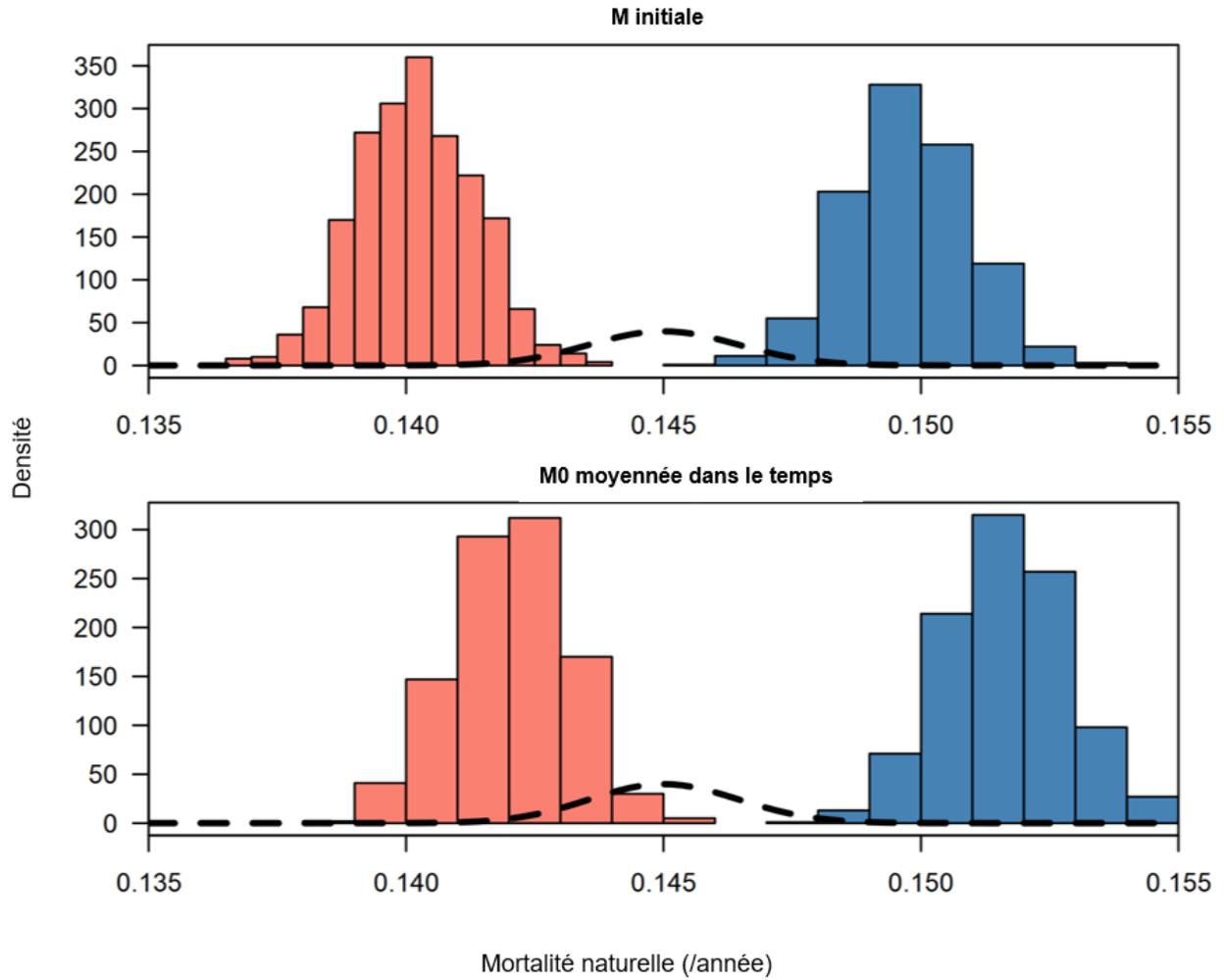


Figure 7. Densité a priori (ligne) et a posteriori (barres) de la valeur initiale de M (en haut) et de la valeur moyennée dans le temps de M (en bas) pour les mâles (en bleu) et les femelles (en rouge).

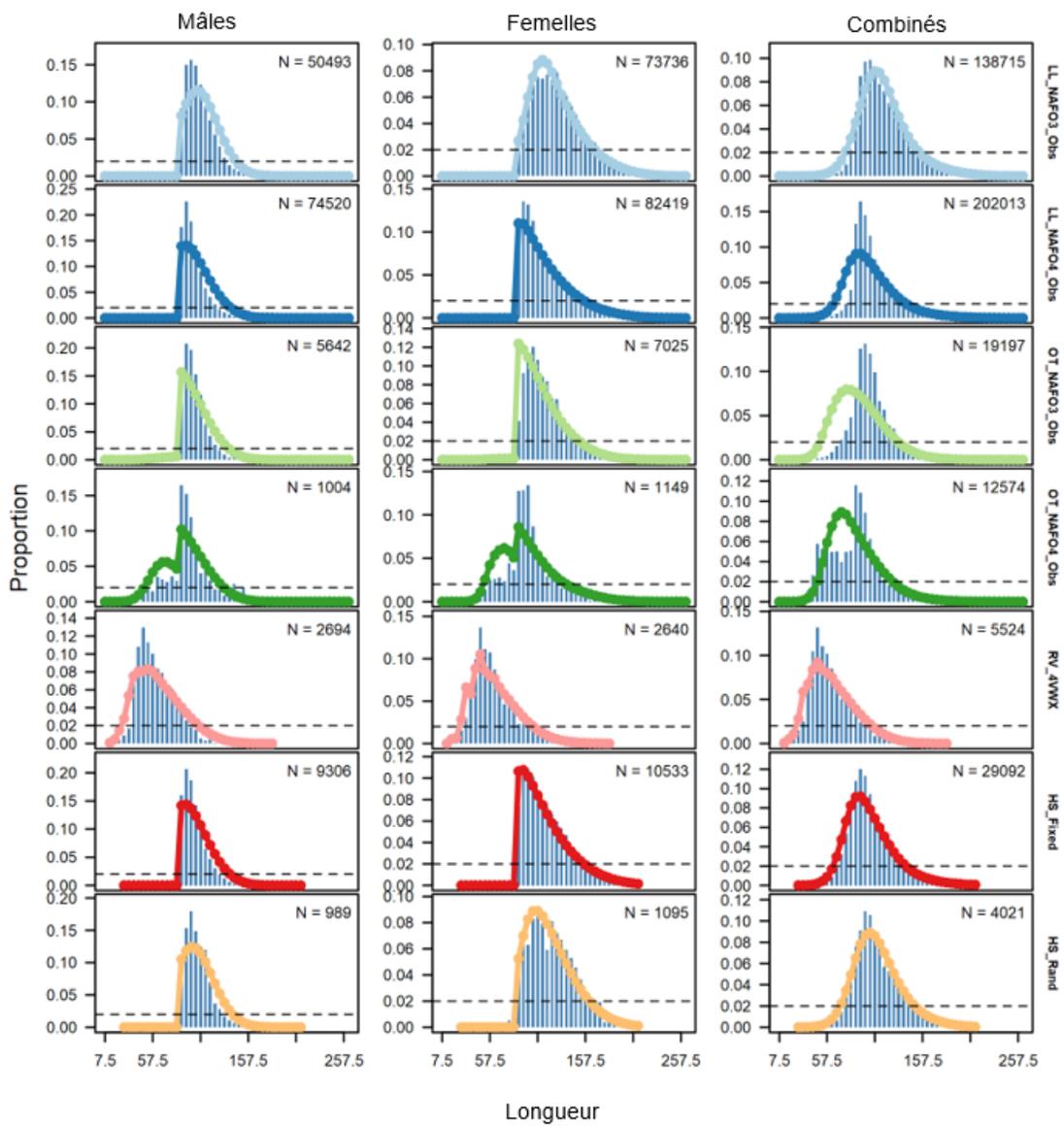


Figure 8. Ajustements du modèle moyennés dans le temps aux données sur la composition selon la longueur. Les sexes/stocks sont indiqués de gauche à droite et les engins de haut en bas.

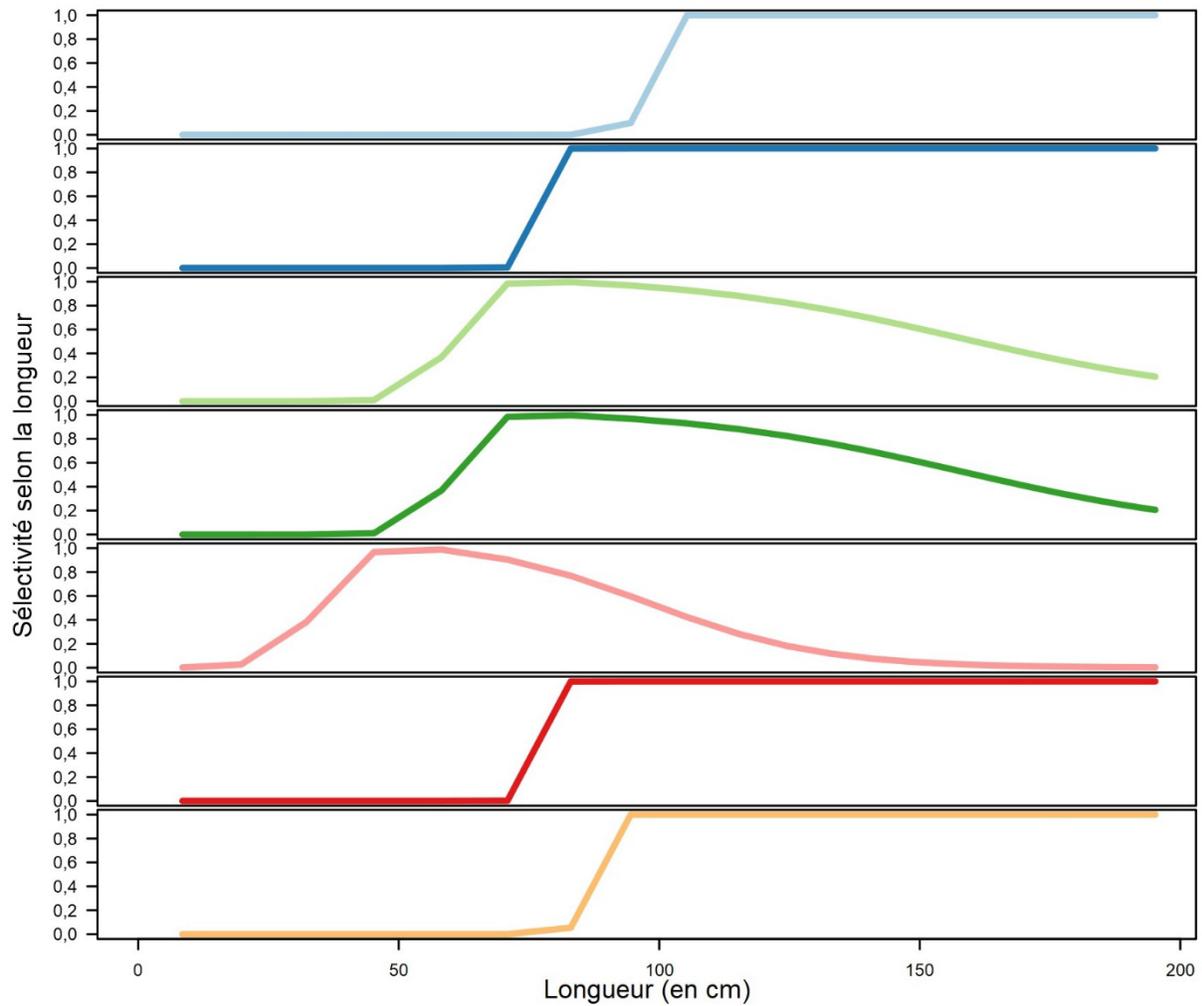


Figure 9. Sélectivité selon la longueur pour chaque flotte (de haut en bas) : palangre (3NOP), palangre (4VWX5Zc), chalut à panneaux (3NOP), chalut à panneaux (4VWX5Zc), relevé par navire de recherche (4VWX), partie à stations fixes et partie aléatoire stratifiée du relevé du flétan à la palangre réalisé par le MPO et l'industrie.

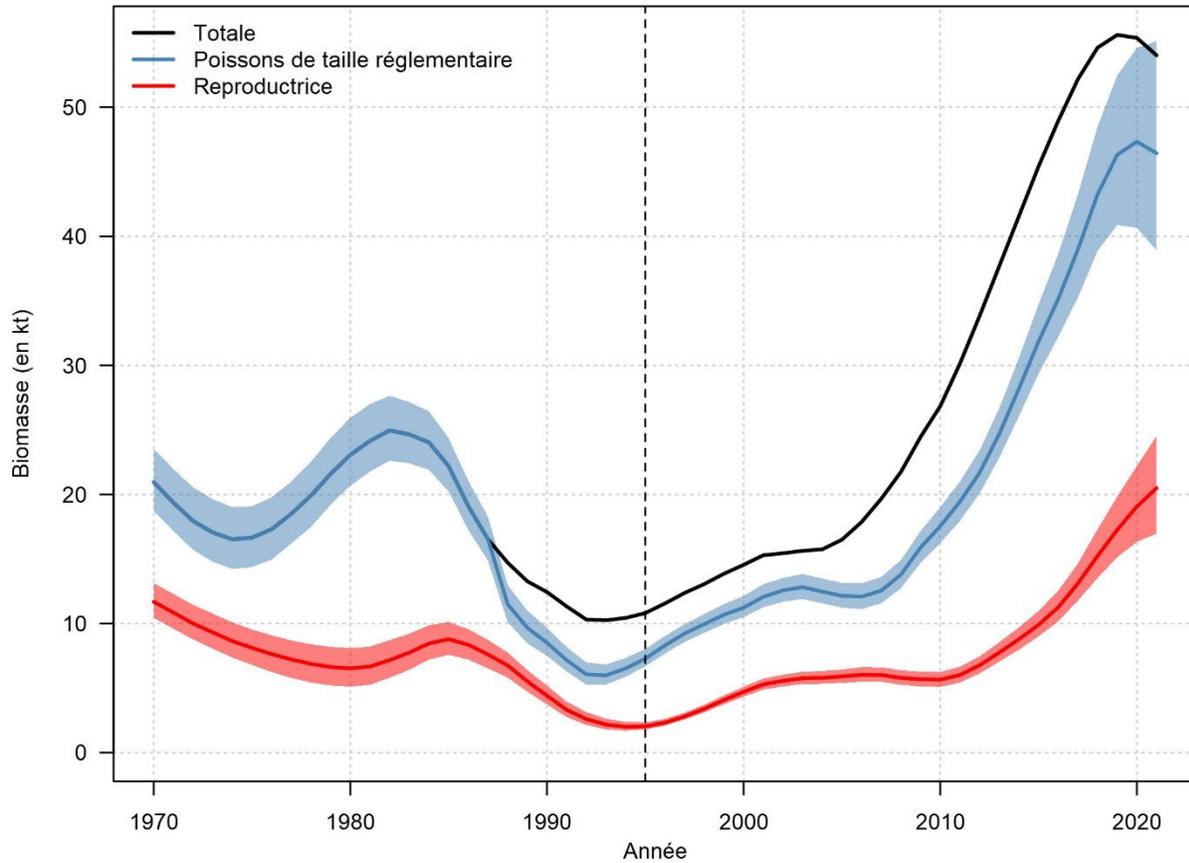


Figure 10. Moyenne a posteriori et intervalles de crédibilité à 95 % de la biomasse de poissons de taille réglementaire (< 81 cm) et de la biomasse reproductrice, et moyenne a posteriori de la biomasse totale de flétan de l'Atlantique. La ligne tiretée verticale indique 1995, l'année où la limite de taille minimale a été entièrement établie pour toutes les flottes.

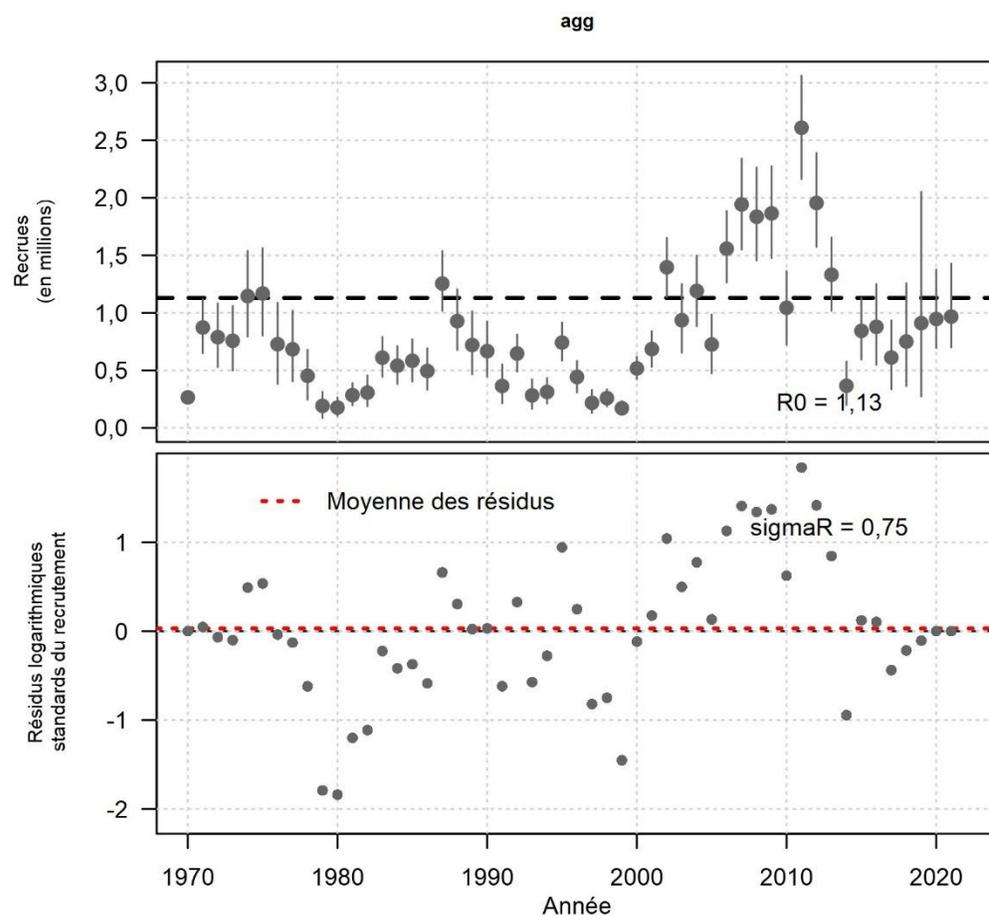


Figure 11. Recrutement à l'âge 1 pour tous les stocks. La ligne tiretée horizontale indique le recrutement à l'équilibre non exploité R_0 . La deuxième rangée montre les résidus du recrutement sur l'échelle logarithmique, la moyenne des résidus estimés étant indiquée par la ligne tiretée rouge horizontale.

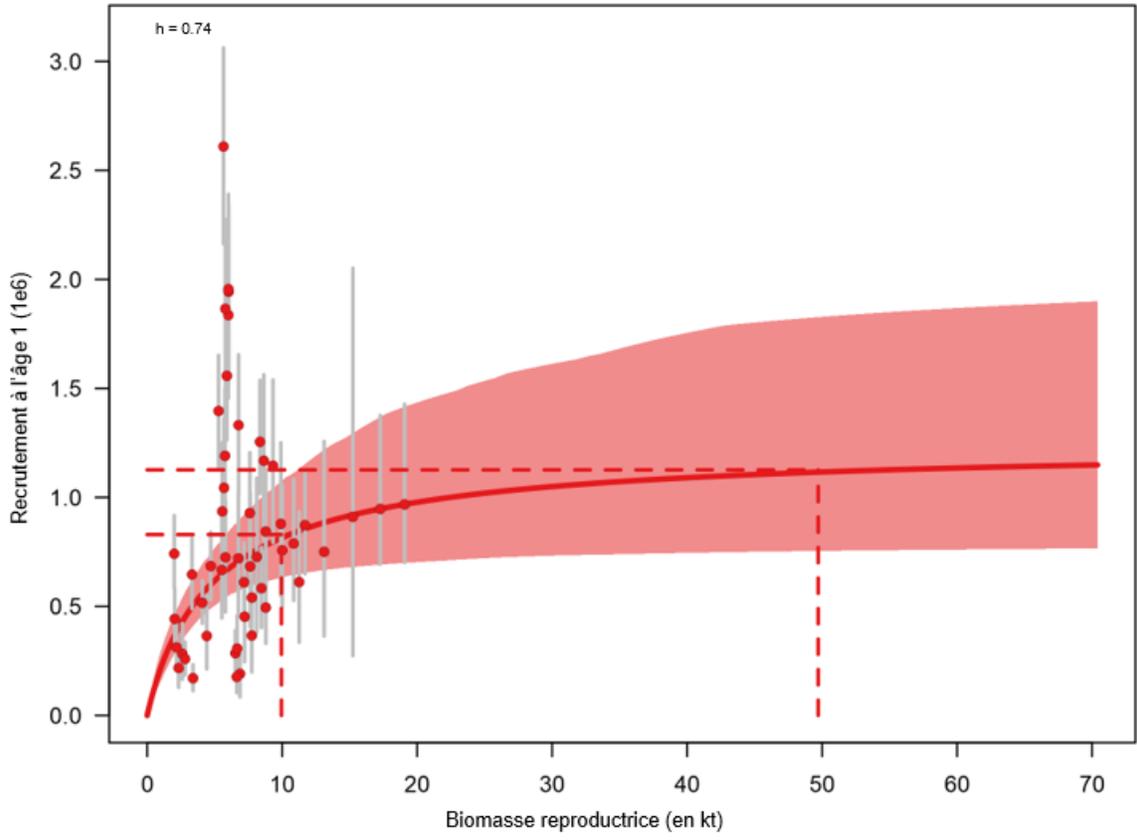


Figure 12. Courbe stock-recrue (ligne pleine et enveloppe rouge) et recrutements modélisés (points rouges avec intervalles de crédibilité en gris).

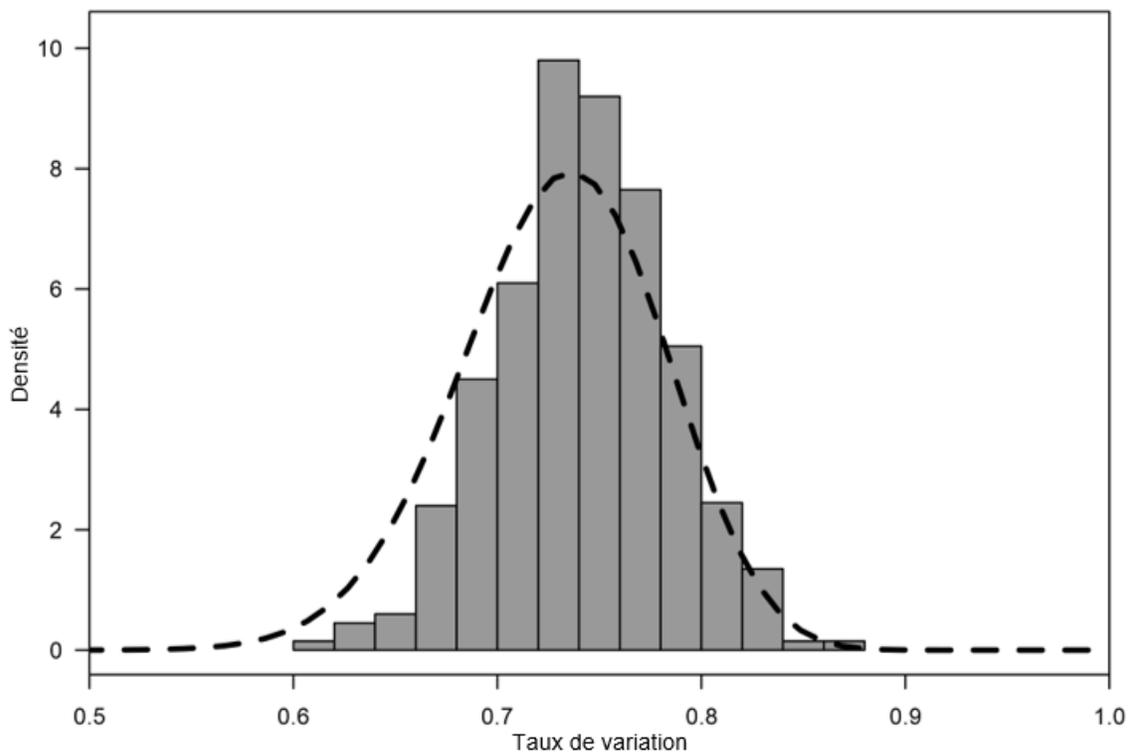


Figure 13. Densité a priori (ligne) et a posteriori (barres) du taux de variation stock-recrue.

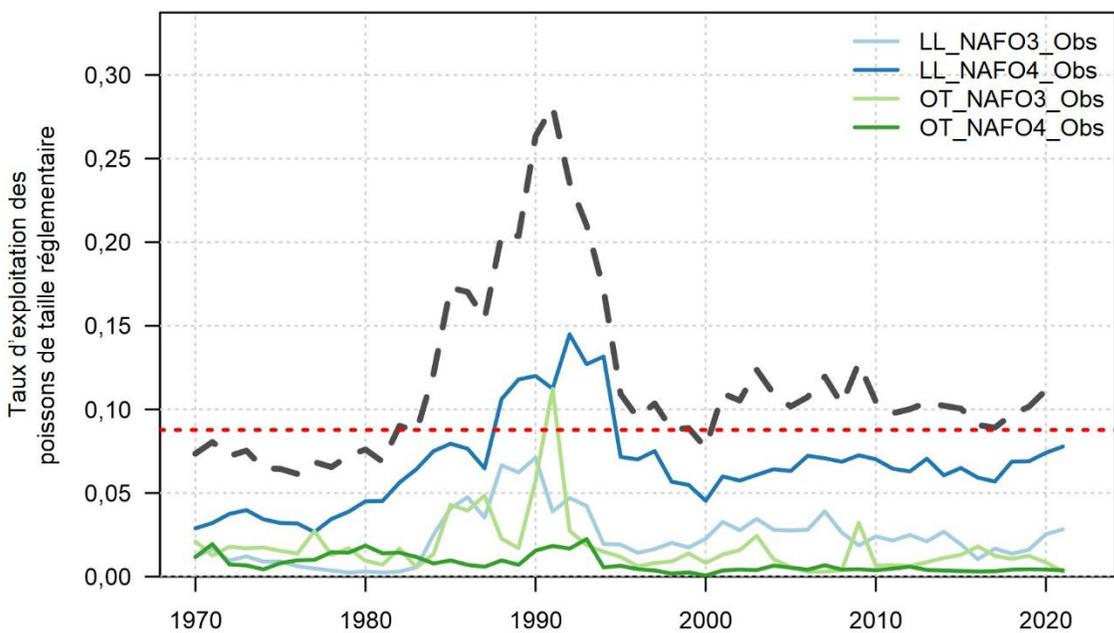


Figure 14. Série chronologique du taux d'exploitation pour chaque flotte. La ligne noire tiretée correspond au taux d'exploitation global et la ligne rouge en pointillés à U_{RMD} .

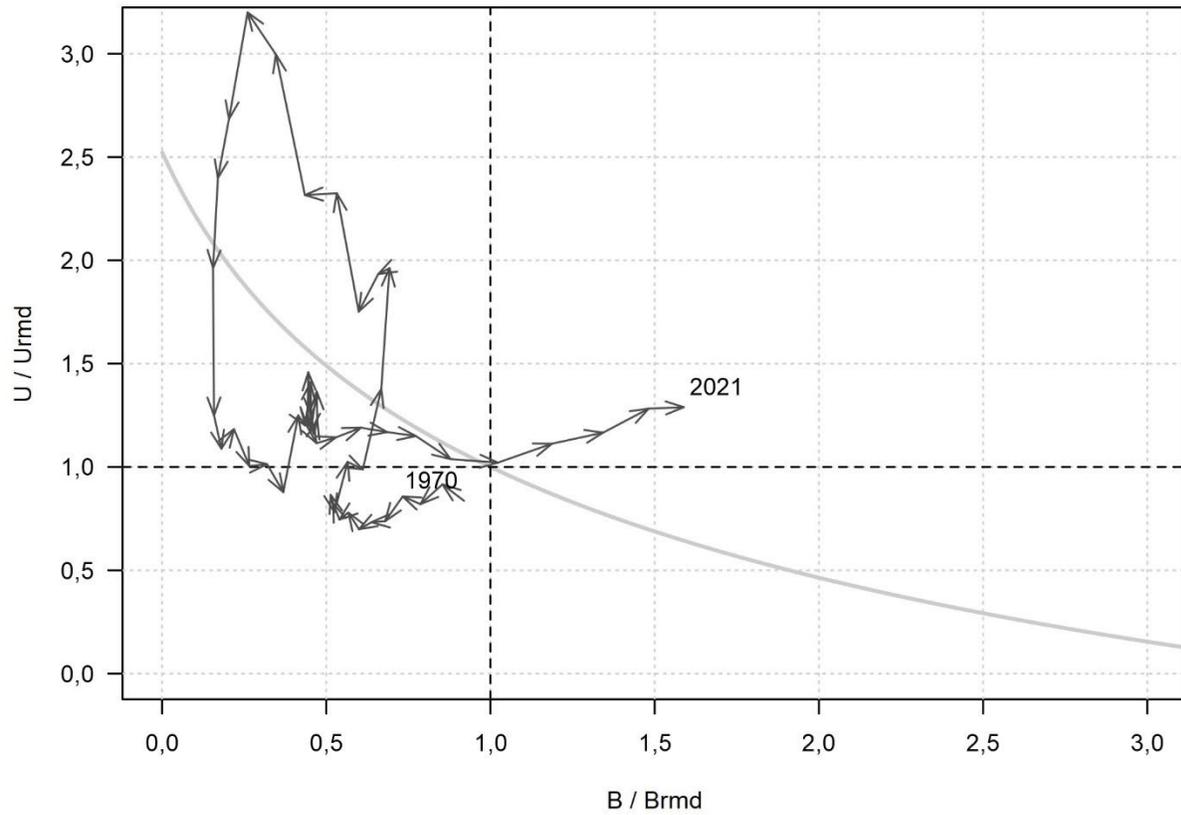


Figure 15. Diagramme de phase illustrant la biomasse reproductrice (axe vertical) et le taux d'exploitation total de poissons de taille réglementaire (axe horizontal) par rapport aux points de référence U_{RMD} . Les flèches indiquent la direction du temps, de 1970 à 2020. La biomasse reproductrice à l'équilibre est représentée par une courbe gris pâle en arrière-plan du diagramme.

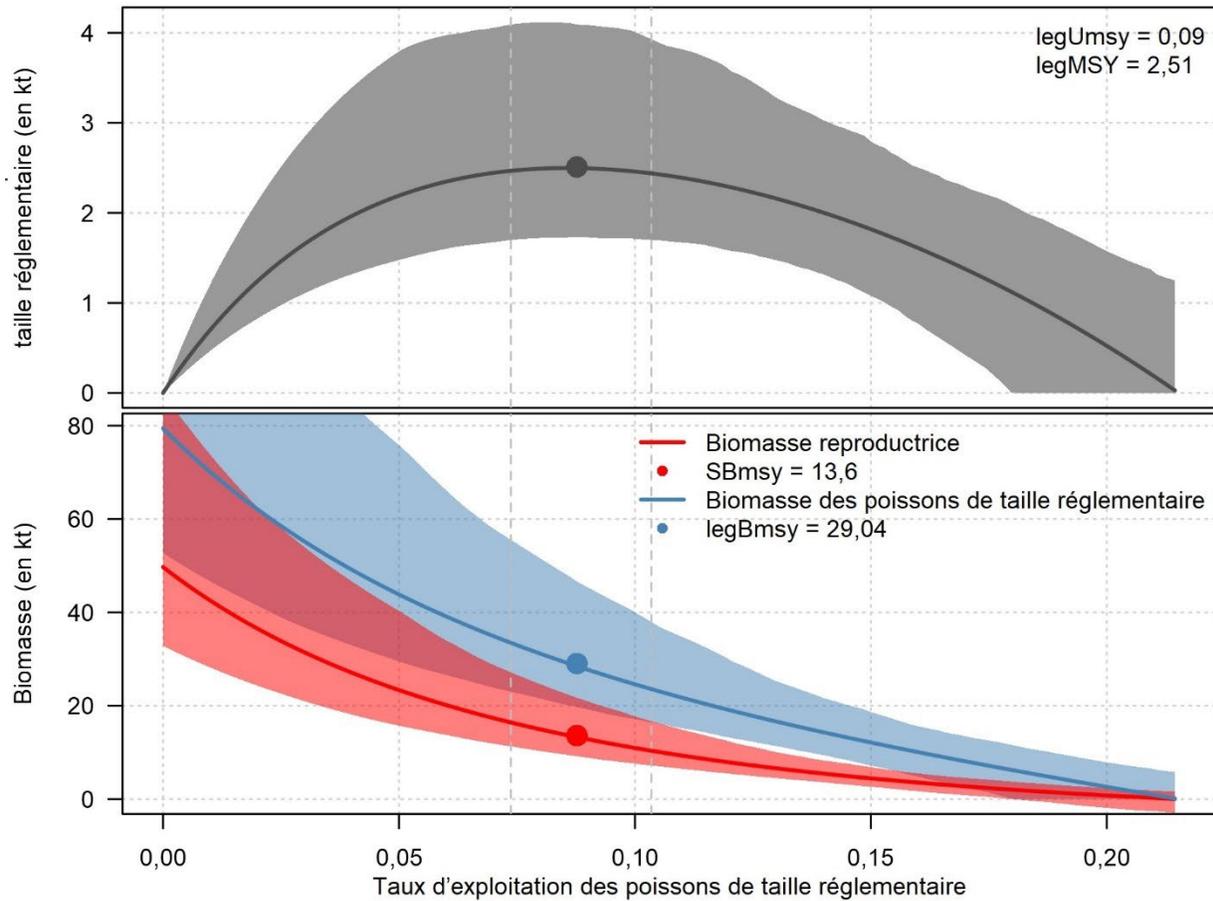


Figure 16. Courbes du rendement (en haut) et de la biomasse (en bas) à l'équilibre en tant que fonction des taux d'exploitation totaux de poissons de taille réglementaire. Les points de référence U_{RMD} sont représentés par des cercles fermés sur chaque ligne. Les intervalles de crédibilité à 95 % a posteriori du rendement et de la biomasse sont présentés sous forme d'enveloppes, tandis que l'intervalle de crédibilité à 95 % pour U_{RMD} des poissons de taille réglementaire est indiqué par les lignes tirées verticales.

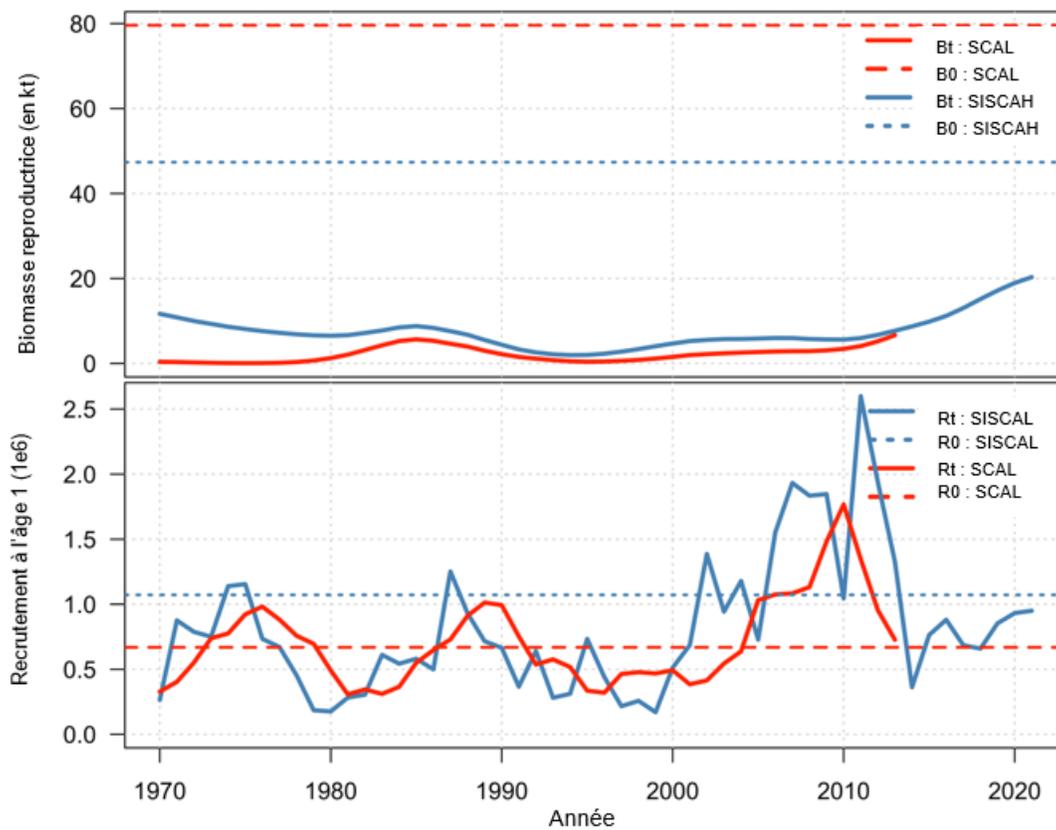


Figure 17. Comparaison de la biomasse du stock reproducteur et du recrutement à l'âge 1 au niveau du stock principal entre les modèles SCAL et SISCAL.

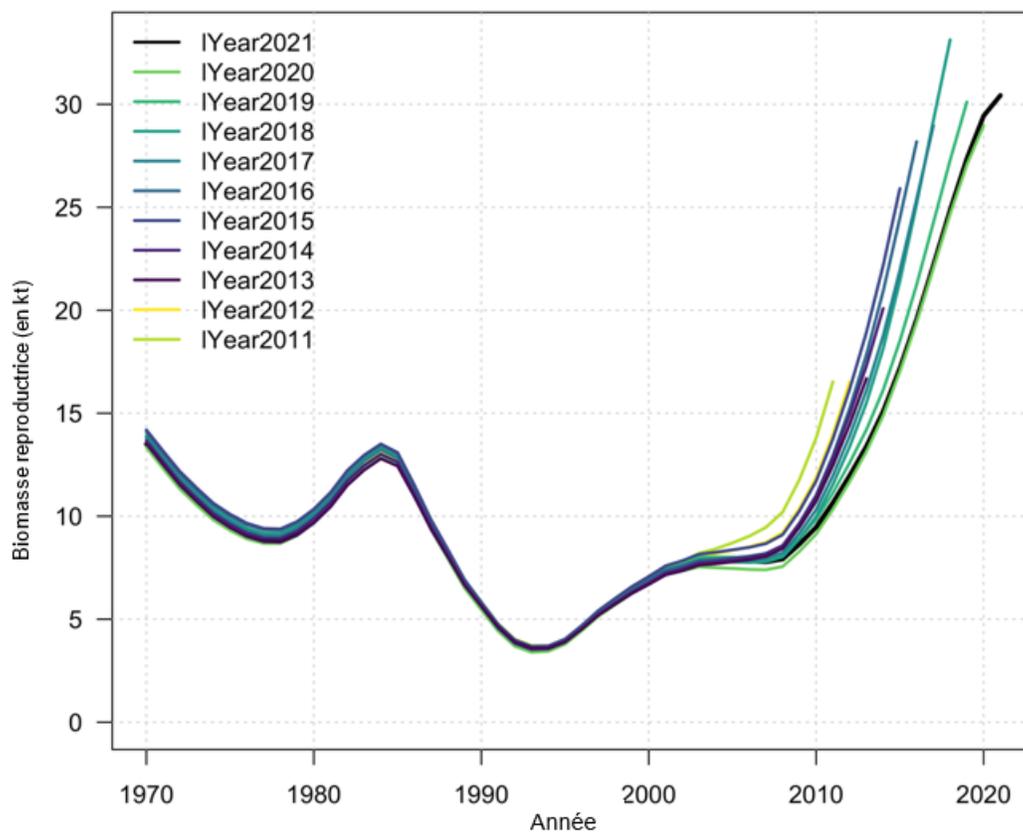


Figure 18. Analyse rétrospective qui montre la biomasse reproductrice lorsque le modèle est ajusté, de 2011 à 2021 comme dernière année.

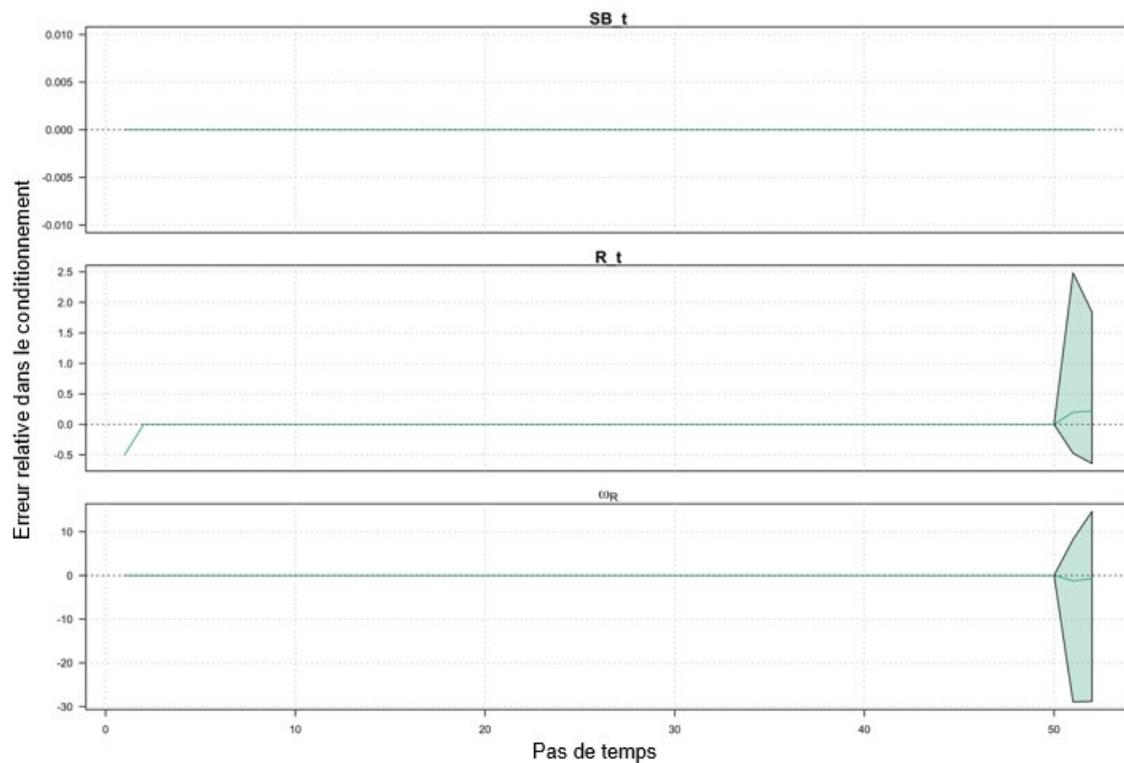


Figure 19. Erreur relative entre les séries chronologiques des modèles ms3-HAL et SISCAL-AH de la biomasse reproductrice (SB_t), du recrutement (R_t) et des écarts de l'erreur de processus de recrutement (ω_R). Chaque graphique illustre un polygone représentant les 95 % centraux des erreurs relatives sur 100 tirages aléatoires a posteriori, la ligne verte pleine montrant l'erreur médiane. Des erreurs relatives élevées dans les recrutements et les erreurs de processus indiquent que le modèle SISCAL-AH n'a pas réussi à estimer les recrutements pendant l'optimisation.

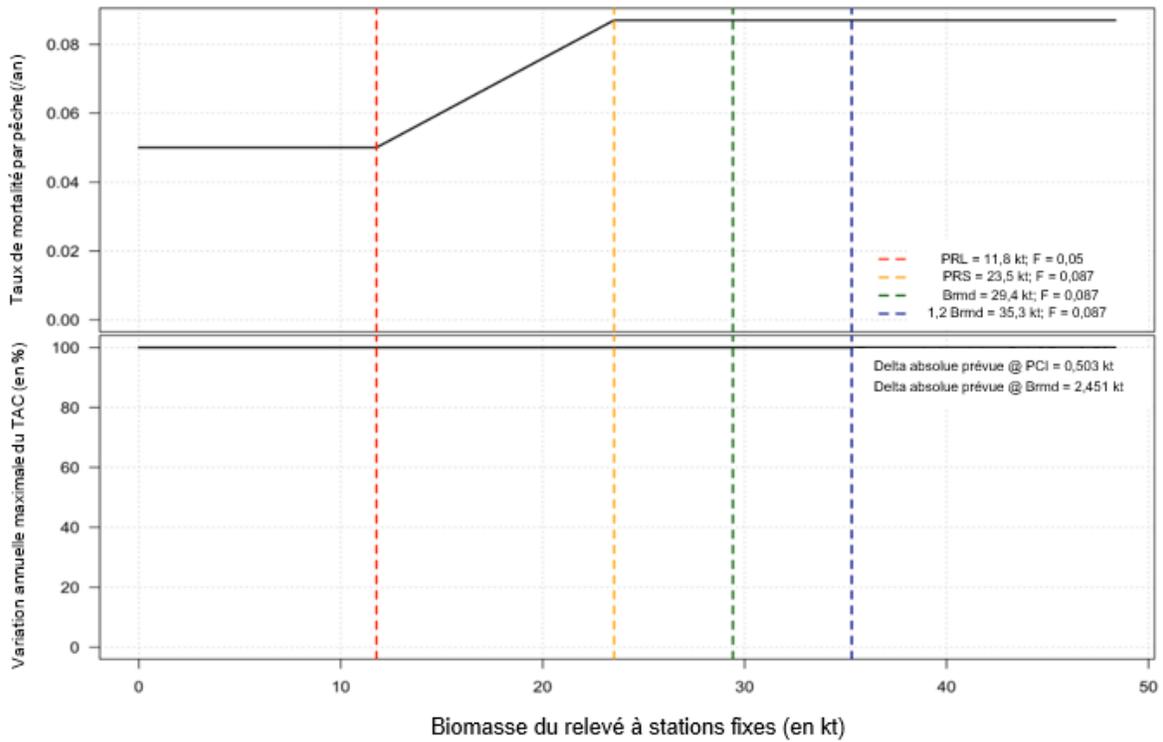


Figure 20. La règle de contrôle des prises rampedFmsy utilisée pour déterminer les taux d'exploitation cibles pour le flétan de l'Atlantique sur la base des estimations de la biomasse selon le relevé. Cet exemple concerne les procédures de gestion utilisant la biomasse d'après la partie à stations fixes du relevé du flétan à palangre réalisé par le MPO et l'industrie pour estimer l'état du stock.

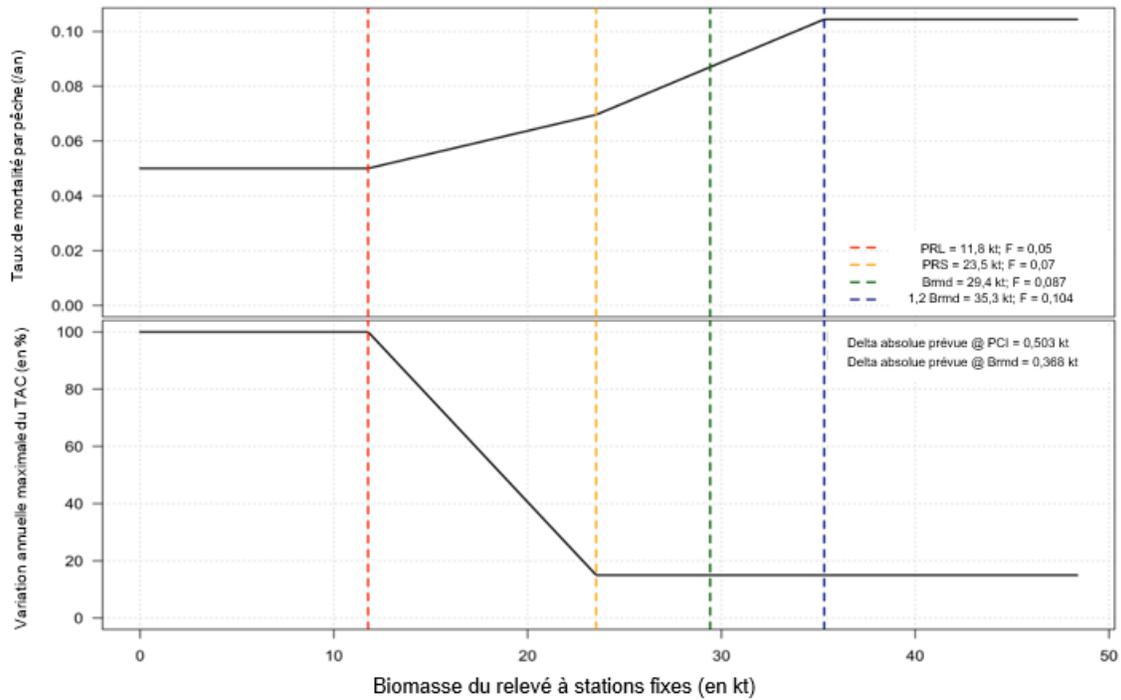


Figure 21. Règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy utilisée pour déterminer les taux d'exploitation cibles pour le flétan de l'Atlantique en fonction des estimations de la biomasse du relevé. Cet exemple concerne les procédures de gestion utilisant la biomasse d'après la partie à stations fixes du relevé du flétan à palangre réalisé par le MPO et l'industrie pour estimer l'état du stock.

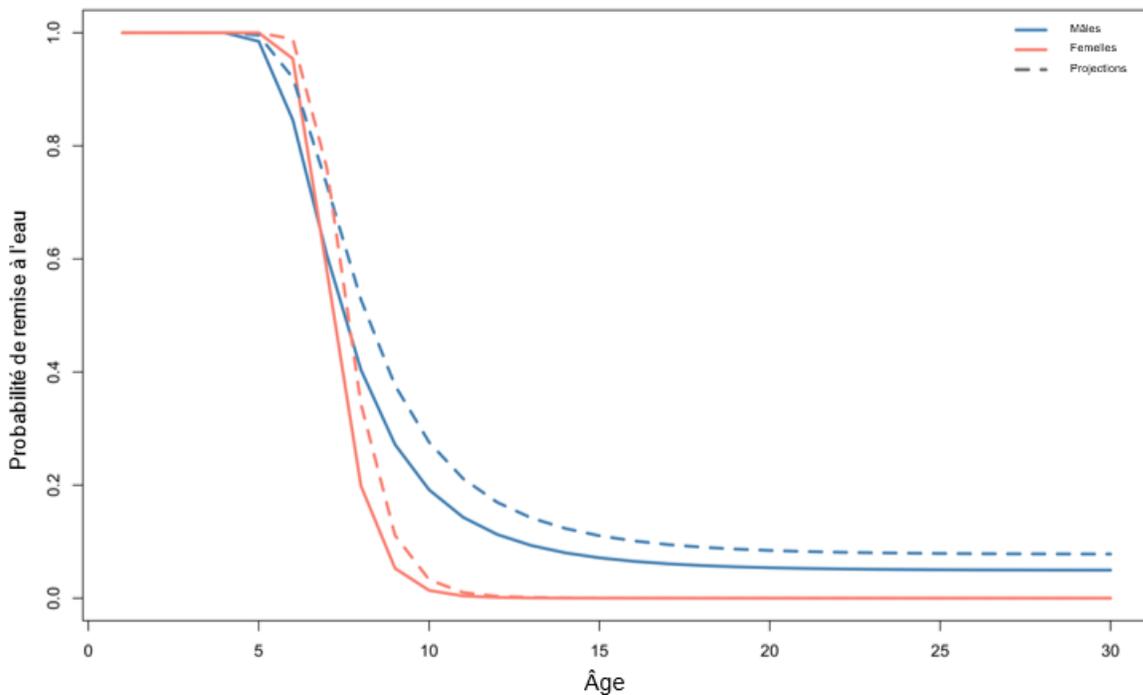


Figure 22. Probabilité de remise à l'eau à chaque âge en dessous d'une limite de taille réglementaire de 81 cm (lignes pleines) et de 86 cm (lignes tiretées).

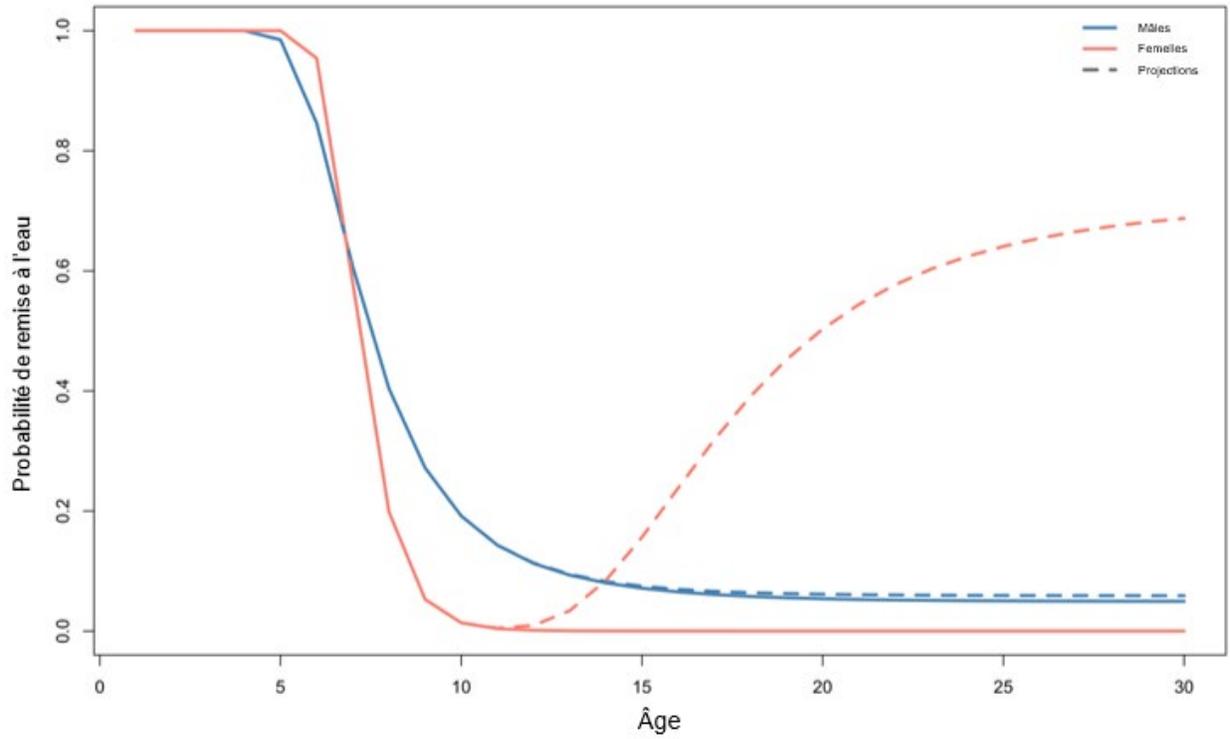


Figure 23. Probabilité de remise à l'eau à chaque âge en dessous d'une limite de taille réglementaire de 81 cm (lignes pleines) et d'un taux de remise à l'eau supplémentaire de 80 % pour les poissons de plus de 170 cm (lignes tiretées).

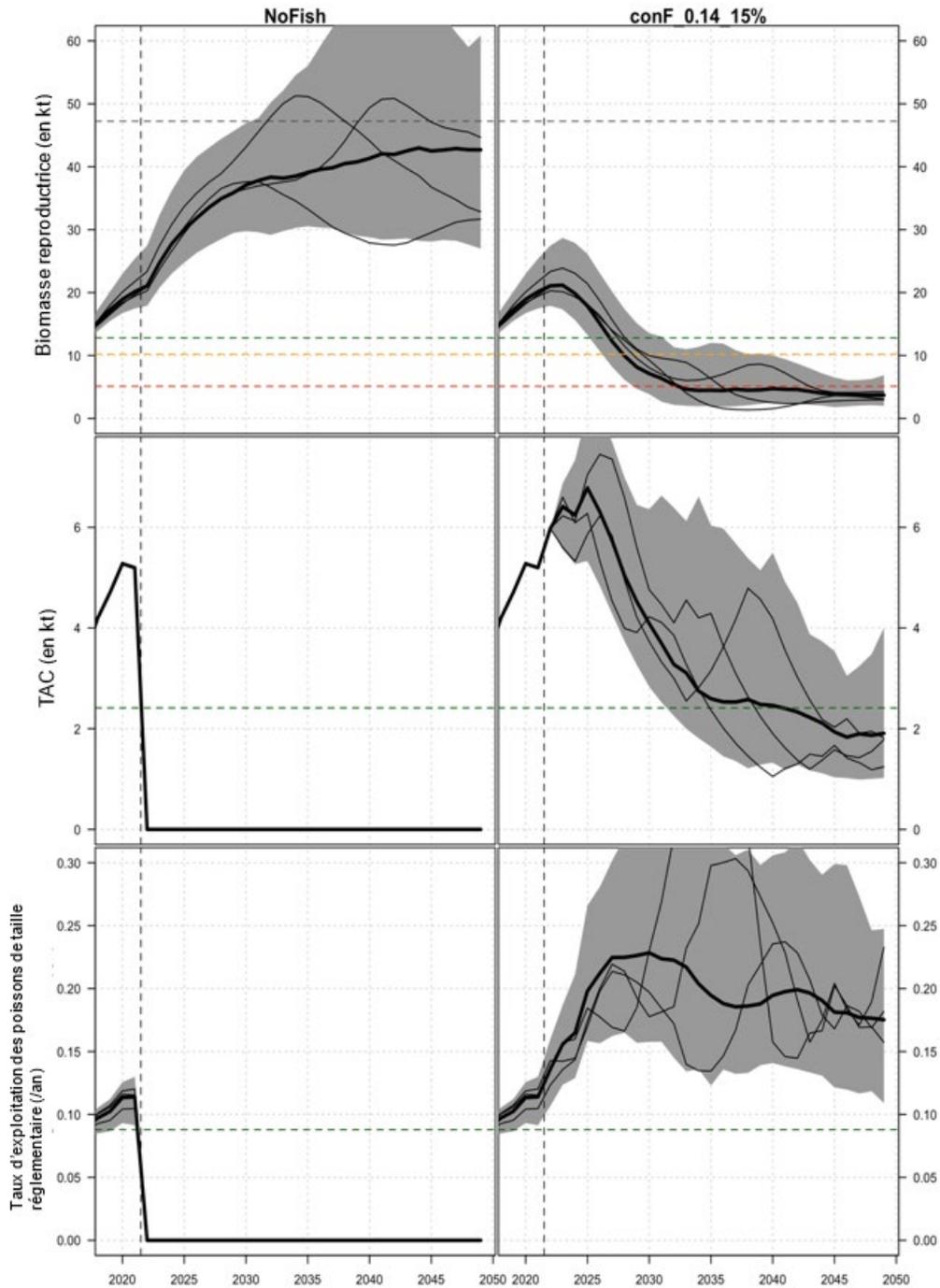


Figure 24. Enveloppes de simulation pour la biomasse reproductrice (rangée du haut), le total autorisé des captures (TAC, rangée du milieu) et le taux de mortalité par pêche réalisé (rangée du bas) de 2022 à 2050 pour la procédure « NoFish » (à gauche) et la procédure actuelle conF_0.14_15 % (à droite). Les enveloppes représentent les 95 % centraux (en gris) des résultats, la médiane (50 % au-dessus/au-dessous; ligne noire épaisse) et les « spaghetti » (lignes minces) montrant trois exemples choisis au hasard. Les lignes de référence horizontales tiretées indiquent B_{RMD} (en haut, en vert), $0,8 B_{RMD}$ (en haut, en jaune) et le point de référence limite de $0,4 B_{RMD}$ (en haut, en rouge), RMD (au milieu, en vert) et U_{RMD} pour les poissons de taille réglementaire (en bas).

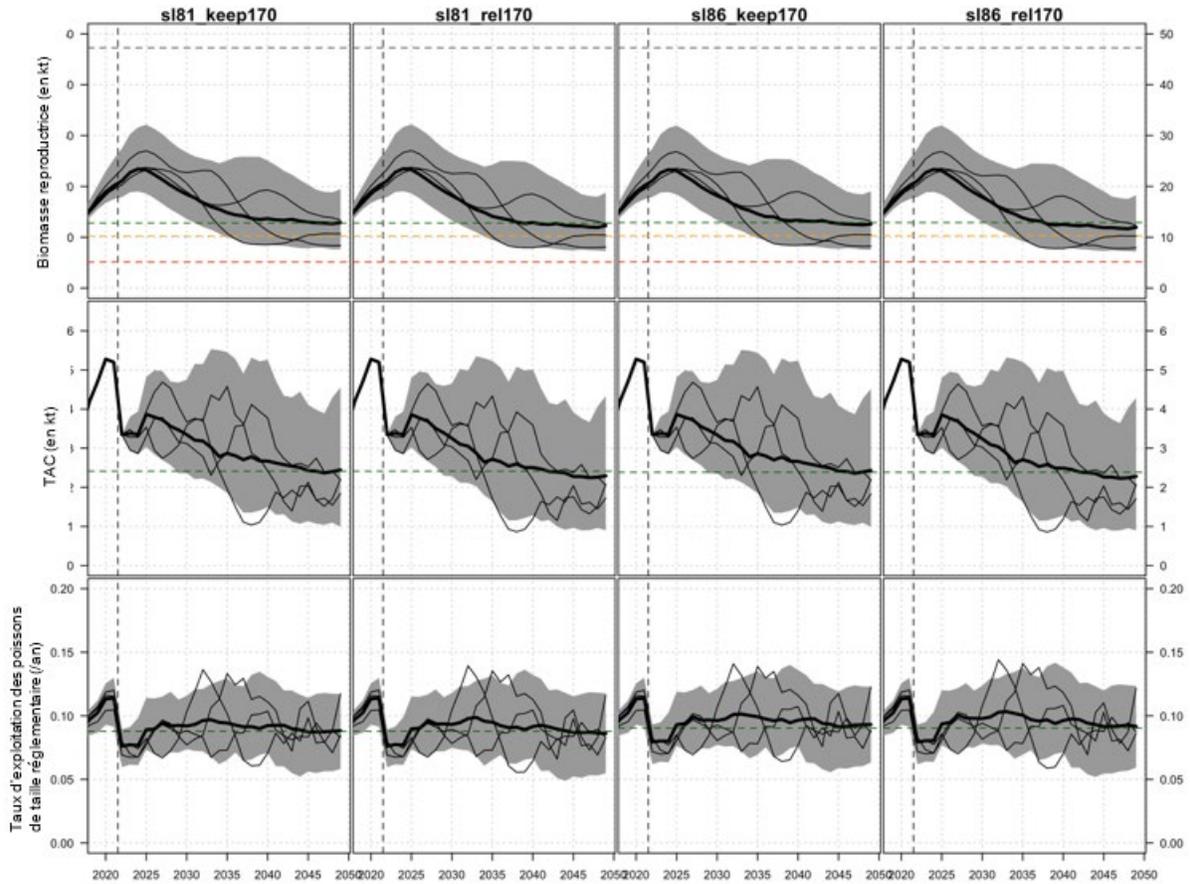


Figure 25. Enveloppes de simulation pour la biomasse reproductrice (rangée du haut), le total autorisé des captures (TAC, rangée du milieu) et le taux de mortalité par pêche réalisé (rangée du bas) de 2022 à 2050 dans le relevé à stations fixes avec la règle de contrôle des prises *rampedFmsy*. Les enveloppes représentent les 95 % centraux (en gris) des résultats, la médiane (50 % au-dessus/au-dessous; ligne noire épaisse) et les « spaghetti » (lignes minces) montrant trois exemples choisis au hasard. Les lignes de référence horizontales tireées indiquent B_{RMD} (en haut, en vert), $0,8 B_{RMD}$ (en haut, en jaune) et le point de référence limite de $0,4 B_{RMD}$ (en haut, en rouge), RMD (au milieu, en vert) et U_{RMD} pour les poissons de taille réglementaire (en bas).

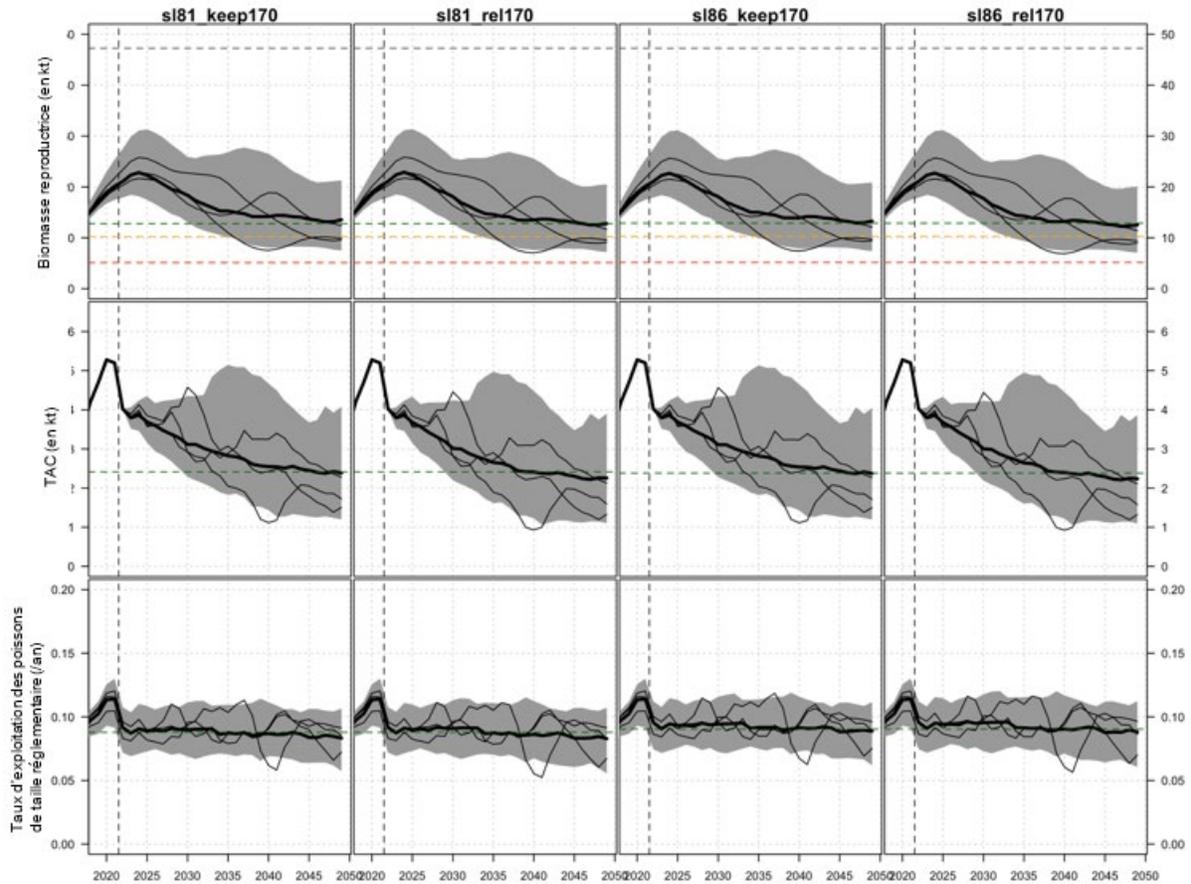


Figure 26. Enveloppes de simulation pour la biomasse reproductrice (rangée du haut), le total autorisé des captures (TAC, rangée du milieu) et le taux de mortalité par pêche réalisé (rangée du bas) de 2022 à 2050 dans le relevé aléatoire stratifié avec la règle de contrôle des prises rampedFmsy. Les enveloppes représentent les 95 % centraux (en gris) des résultats, la médiane (50 % au-dessus/au-dessous; ligne noire épaisse) et les « spaghetti » (lignes minces) montrant trois exemples choisis au hasard. Les lignes de référence horizontales tiretées indiquent B_{RMD} (en haut, en vert), $0,8 B_{RMD}$ (en haut, en jaune) et le point de référence limite de $0,4 B_{RMD}$ (en haut, en rouge), RMD (au milieu, en vert) et U_{RMD} pour les poissons de taille réglementaire (en bas).

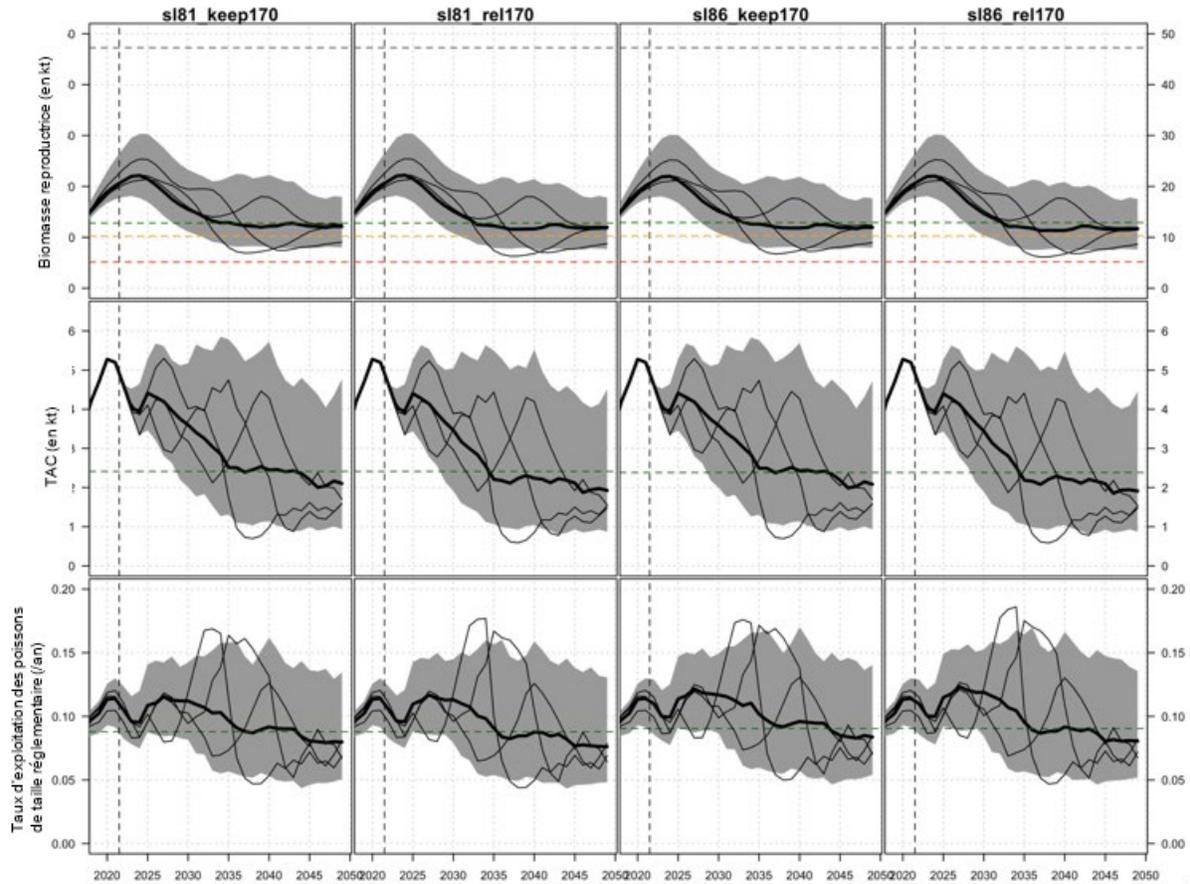


Figure 27. Enveloppes de simulation pour la biomasse reproductrice (rangée du haut), le total autorisé des captures (TAC, rangée du milieu) et le taux de mortalité par pêche réalisé (rangée du bas) de 2022 à 2050 dans le relevé à stations fixes avec la règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy. Les enveloppes représentent les 95 % centraux (en gris) des résultats, la médiane (50 % au-dessus/au-dessous; ligne noire épaisse) et les « spaghetti » (lignes minces) montrant trois exemples choisis au hasard. Les lignes de référence horizontales tiretées indiquent B_{RMD} (en haut, en vert), $0,8 B_{RMD}$ (en haut, en jaune) et le point de référence limite de $0,4 B_{RMD}$ (en haut, en rouge), RMD (au milieu, en vert) et U_{RMD} pour les poissons de taille réglementaire (en bas).

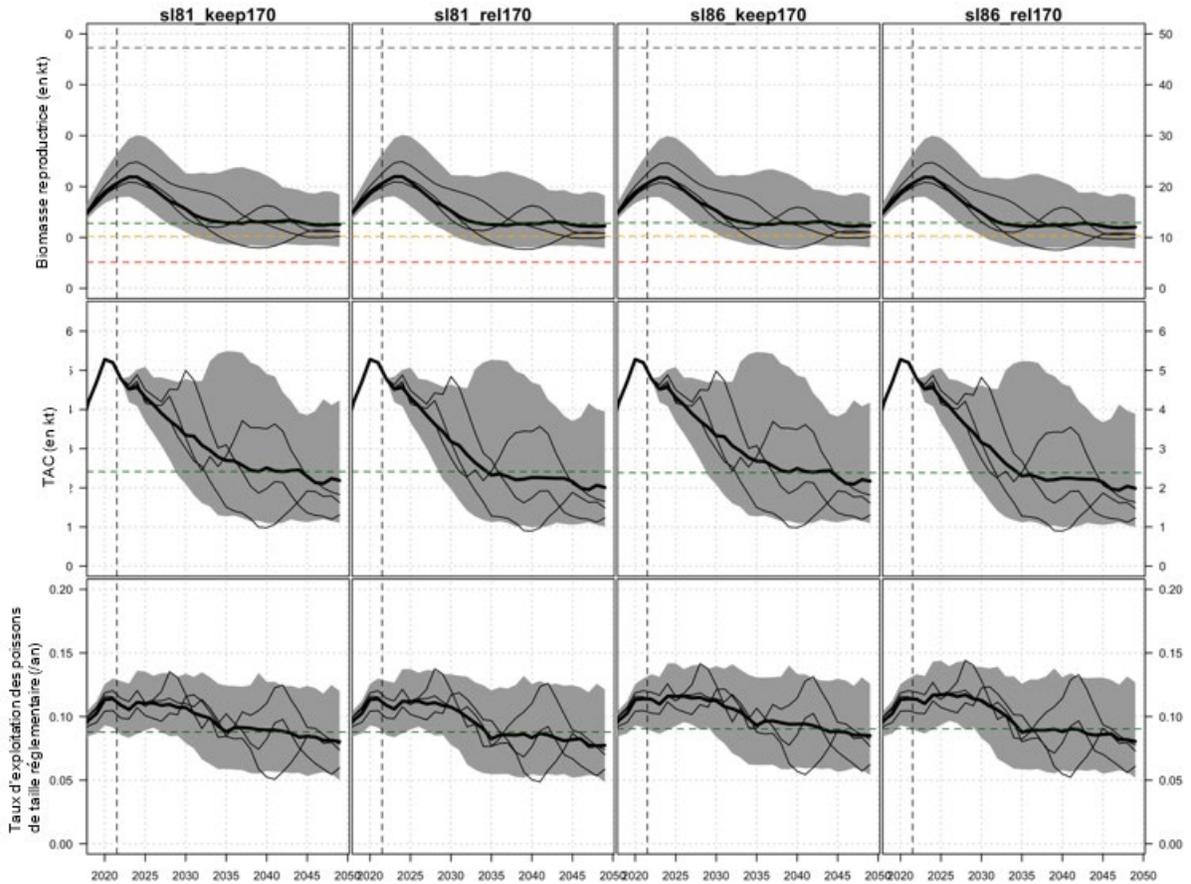


Figure 28. Enveloppes de simulation pour la biomasse reproductrice (rangée du haut), le total autorisé des captures (TAC, rangée du milieu) et le taux de mortalité par pêche réalisé (rangée du bas) de 2022 à 2050 dans le relevé aléatoire stratifié avec la règle de contrôle des prises artic1.2Fmsy. Les enveloppes représentent les 95 % centraux (en gris) des résultats, la médiane (50 % au-dessus/au-dessous; ligne noire épaisse) et les « spaghetti » (lignes minces) montrant trois exemples choisis au hasard. Les lignes de référence horizontales tiretées indiquent B_{RMD} (en haut, en vert), $0,8 B_{RMD}$ (en haut, en jaune) et le point de référence limite de $0,4 B_{RMD}$ (en haut, en rouge), RMD (au milieu, en vert) et U_{RMD} pour les poissons de taille réglementaire (en bas).

ANNEXE A

DONNÉES DU RELEVÉ DE RECHERCHE DANS LA ZONE 3 DE L'OPANO

Sur demande des examinateurs à la suite de l'examen par le SCAS du cadre de novembre pour le flétan de l'Atlantique, les indices du relevé de recherche de Terre-Neuve (NLRV; zone 3 de l'OPANO) et les données sur les prises selon la longueur ont été inclus dans l'ensemble de données du modèle SISCAL.

Le modèle SISCAL est ajusté aux données du relevé de recherche de Terre-Neuve en utilisant la même structure de modèle que pour le relevé d'été de l'écosystème des Maritimes effectué par navire de recherche, avec une estimation du maximum de vraisemblance (EMV) conditionnelle de l'erreur type résiduelle des observations et de la capturabilité du relevé. On a également supposé que le relevé de Terre-Neuve avait une sélectivité en forme de dôme, avec la même forme fonctionnelle et la même distribution a priori des paramètres que le relevé dans les divisions 4VWX.

Le modèle a convergé et les valeurs a posteriori ont été échantillonnées sans problème. L'échelle a légèrement augmenté, la biomasse non exploitée étant supérieure d'environ 17 kt à celle du modèle sans les données du relevé de recherche de Terre-Neuve présentées dans le corps du présent document. Cependant, malgré la différence d'échelle, l'état actuel du stock, les recrutements et les taux d'exploitation étaient tous semblables au modèle sans les données du relevé de recherche de Terre-Neuve (figure A.1).

Les ajustements du modèle SISCAL-AH aux compositions des prises selon la longueur dans le relevé de recherche de Terre-Neuve étaient acceptables (figure A.2), mais l'ajustement aux indices de l'abondance de ce relevé ne convenait pas pour conditionner le modèle opérationnel pour les simulations en boucle fermée du flétan de l'Atlantique (figure A.3). L'indice du relevé de recherche de Terre-Neuve est multiplié par cinq entre le milieu et la fin des années 2000 pour atteindre son pic, alors que sur la même période, celui du relevé RV_4VWX augmente d'environ trois fois seulement. Nous avons tenté de pondérer la contribution de chaque donnée à la probabilité par les CV du relevé de recherche de Terre-Neuve, mais cela n'a pas permis d'améliorer l'ajustement.

Compte tenu de la non-concordance entre les tendances des deux relevés de recherche et de l'incapacité d'intégrer les indices des deux relevés de recherche à un modèle à zone unique, la structure du modèle SISCAL-AH ne reflète pas le processus produisant des indices larges du relevé de recherche de Terre-Neuve. Nous recommandons d'effectuer d'autres recherches pour examiner les raisons pour lesquelles l'indice du relevé de recherche de Terre-Neuve augmente plus rapidement, ainsi que les ajustements à la structure du modèle (p. ex. composantes spatiales) avant d'inclure cet indice dans le modèle opérationnel.

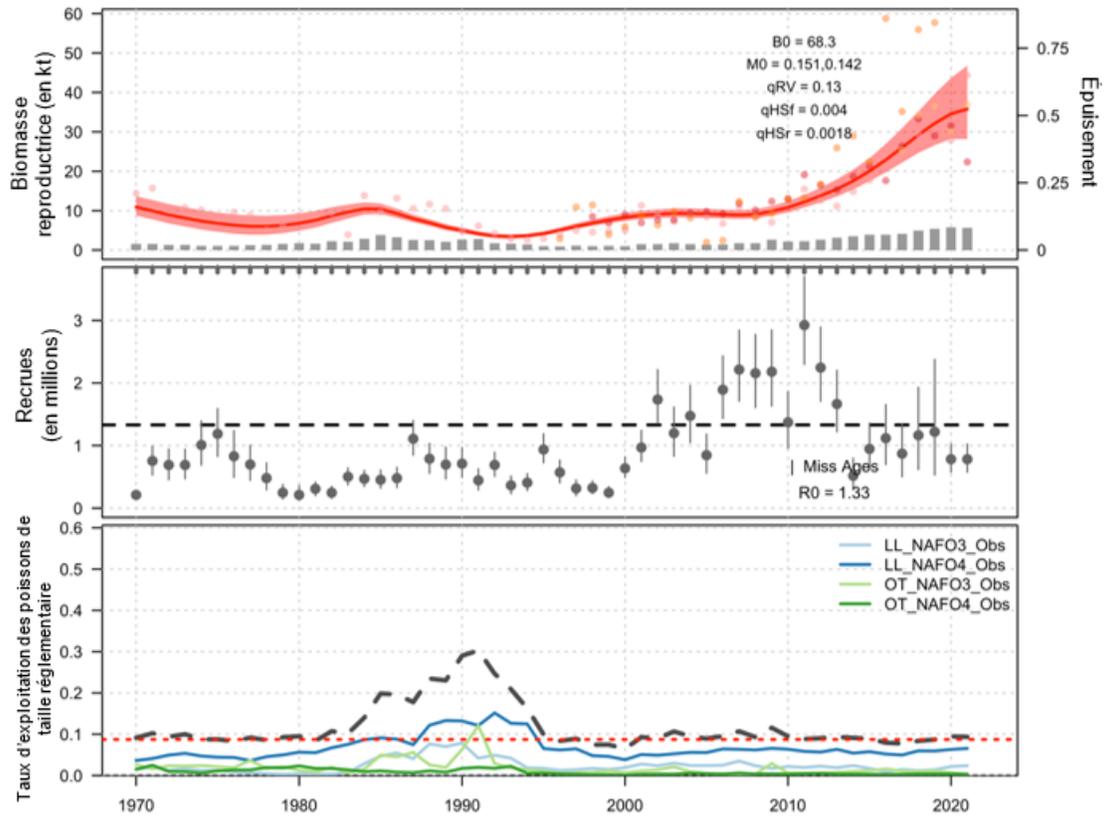


Figure A.1. Biomasse reproductrice a posteriori (en haut), recrutement (au milieu) et taux d'exploitation de poissons de taille réglementaire (en bas) pour le flétan de l'Atlantique, estimés par le modèle SISCAL ajusté à toutes les données, y compris les indices du relevé de recherche de Terre-Neuve et les prises selon la longueur.

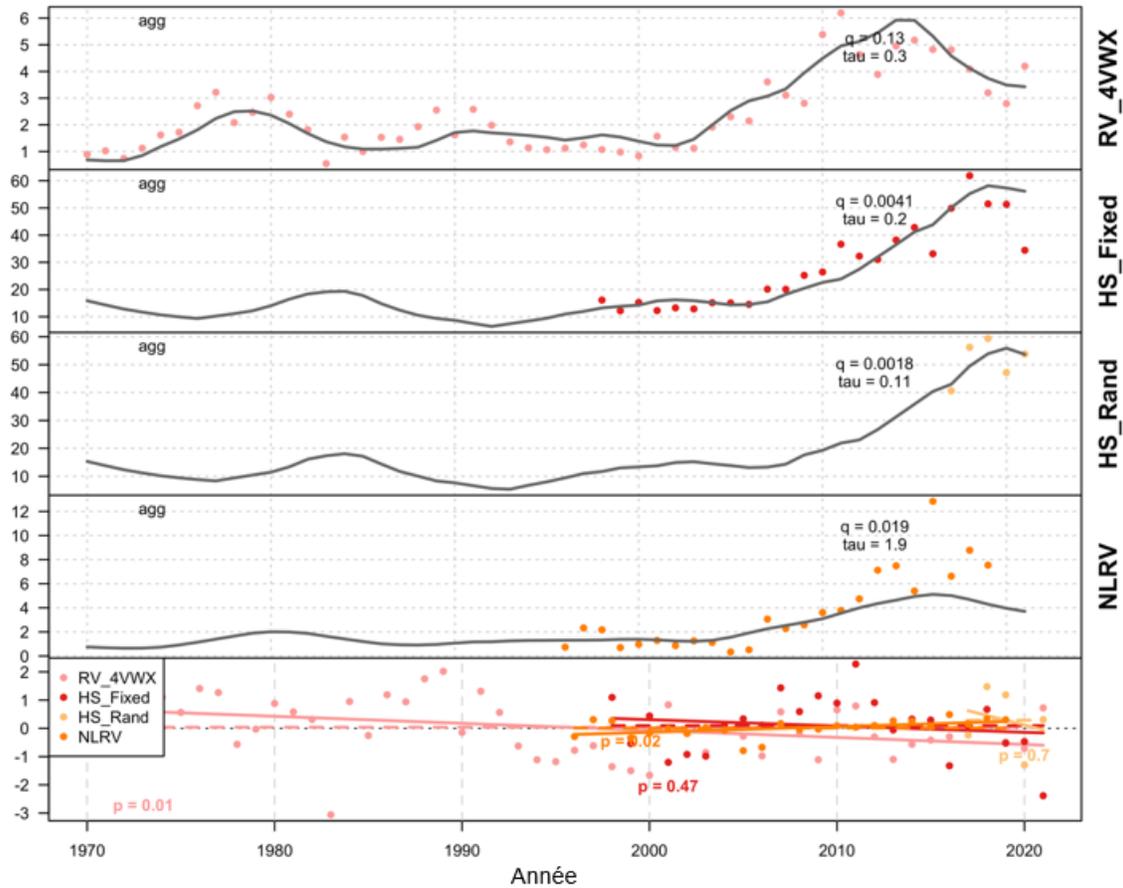


Figure A.3. Ajustements du modèle SISCAL-AH aux indices des relevés. Les points montrent les indices à l'échelle de la capturabilité des relevés et les lignes représentent les états vulnérables modélisés (biomasse pour les relevés aléatoires stratifiés du flétan à la palangre [HS] et nombres pour les relevés de recherche). Le panneau inférieur illustre les résidus logarithmiques normalisés pour chaque relevé, avec une ligne tiretée pour le résidu moyen et une ligne pleine montrant les tendances des résidus, l'importance de la tendance étant indiquée par la valeur p . Noter le changement d'axe des ordonnées pour le panneau inférieur.

ANNEXE B

ALLOMÉTRIE POSITIVE ENTRE LA FÉCONDITÉ ET LE POIDS ET REMISE À L'EAU VOLONTAIRE DES GRANDS FLÉTANS

Un ensemble d'hypothèses de recharge du modèle opérationnel SISCAL a été ajusté aux données sur le flétan de l'Atlantique selon un éventail de suppositions sur la fécondité de l'espèce. Une supposition courante en modélisation de l'évaluation des stocks halieutiques est que la fécondité selon l'âge des reproducteurs individuels est directement liée à leur poids (le volume de la cavité corporelle) et qu'elle présente donc une allométrie positive avec la longueur, selon une relation exprimée sous la forme

$$f_a = \alpha W_a = \alpha c_1 L_a^{c_2},$$

où W_a est le poids selon l'âge du reproducteur en kg, α est le poids des écailles par rapport aux œufs et c_1 L c_2 sont les paramètres de relation allométrique longueur-poids habituels (tableau 5). Selon cette supposition, le nombre d'œufs par unité de poids est le même pour tous les reproducteurs; autrement dit, une unité de biomasse reproductrice est aussi productive que n'importe quelle autre unité, quelle que soit la structure selon l'âge sous-jacente de la population.

Pour certains grands poissons plats (comme le flétan du Pacifique), il existe des preuves d'une allométrie positive dans la relation fécondité-poids (Schmitt et Skud 1978; Haug et Gulliksen 1988), où la relation fécondité-poids prend la forme

$$f_a = \alpha W_a^\beta,$$

$\beta > 1$ signifiant que les grands reproducteurs ont davantage d'œufs par unité de masse corporelle que les petits. En d'autres termes, l'allométrie positive dans la relation fécondité-poids implique alors que toutes les unités de biomasse reproductrice ne sont pas équivalentes, puisque mille tonnes d'une biomasse reproductrice composée de grands reproducteurs produisent plus d'œufs que le même volume de reproducteurs plus jeunes ou plus petits, pouvant ensuite produire un recrutement moyen plus élevé.

MODÈLES OPÉRATIONNELS

Nous avons utilisé le paramètre $\alpha = 6,355$ du modèle de fécondité-poids de Haug et Gulliksen (1988) [dérivé d'un modèle de fécondité selon la longueur] et défini une grille de paramètres β de 1,0 à 1,5 par paliers de 0,1. Cette grille contient les relations d'allométrie positive trouvées pour le flétan du Pacifique (1,17, Schmitt et Skud 1978) et le flétan de l'Atlantique (1,16, Haug et Gulliksen 1988). Le modèle SISCAL a été réajusté aux données d'évaluation du stock en supposant le modèle de fécondité selon l'âge

$$f_a = 6,355 W_a^\beta$$

pour chaque valeur de β dans la grille et en remplaçant la biomasse reproductrice dans la relation stock-recrutement par le nombre total d'œufs contenus dans tous les reproducteurs matures. Nous avons ensuite utilisé les estimations du modèle ainsi obtenues pour conditionner 6 modèles opérationnels ms3-HAL (tableau B.1). Bien que des variables à l'échelle du stock aient augmenté, comme la biomasse non exploitée, le recrutement non exploité, B_{RMD} et RMD, l'allométrie du modèle de fécondité n'a pas eu d'incidence sur le taux d'exploitation optimal U_{RMD} (tableau B.1), ce qui signifie que le modèle de fécondité n'a pas influencé la productivité. De plus, les effets du modèle de fécondité semblent se situer au niveau de l'équilibre, puisque la biomasse historique est presque identique parmi les six hypothèses de fécondité (figure B.1).

PROCÉDURES DE GESTION

Dix procédures de gestion ont été testées pour chaque scénario de fécondité. Elles étaient toutes des variations de la procédure HSfix_rampedFmsy_sl81 (expliquée dans le texte principal), correspondant à des combinaisons de cinq niveaux de mortalité due aux rejets allant de 0 à 1,25 fois les valeurs du modèle de base par paliers de 0,25, et de deux cas où les flétans de 170 cm ou plus sont soit conservés (keep170), soit remis à l'eau avec une probabilité de 80 % (rel170). Les noms des procédures de gestion sont une concaténation du multiplicateur de la mortalité due aux rejets et de la procédure avec remise à l'eau, c'est-à-dire que dM0.75_keep170 est la procédure selon laquelle la mortalité due aux rejets est multipliée par 0,75 et les flétans de 170 cm ou plus sont débarqués.

RÉSULTATS

Il ne semblait pas y avoir de forte interaction entre le niveau d'allométrie positive dans la relation fécondité/poids du flétan et la remise à l'eau (et le niveau de mortalité connexe) des poissons de 170 cm ou plus. Pour les trois paramètres de conservation, les procédures keep170, dans lesquelles les grands poissons étaient débarqués, avaient un meilleur rendement de conservation que les procédures rel170 (figure B.2). À mesure que la fécondité augmentait, les valeurs de pHealthy, de pTarget et de pOverfish changeaient pour les procédures keep170 et rel170, mais les tendances étaient semblables pour le comportement de remise à l'eau et pour l'ensemble des taux de mortalité due aux rejets. Les similitudes dans la tendance indiquent que la cause sous-jacente des différences pourrait être fondée sur les variations de l'équilibre du modèle sur la plage des valeurs du paramètre β de fécondité, plutôt que sur un quelconque avantage tiré du retour d'un plus grand nombre de femelles fécondes dans le stock reproducteur. En effet, bien que tous les paramètres tendent à converger lorsque β et la mortalité due aux rejets diminuent, il n'y a jamais de point où les lignes se croisent (sauf peut-être à $\beta = 1$, qui est la limite inférieure de réalisme).

Tableau B.1. Biomasse non exploitée, recrutement et points de référence biologiques fondés sur RMD pour les modèles SISCAL-AH ajustés à six scénarios d'allométrie de la fécondité.

β	B_0	R_0	B_{RMD}	U_{RMD}	RMD
1,0	56,58	1,10	17,51	0,089	2,41
1,1	58,72	1,14	18,18	0,089	2,50
1,2	59,91	1,17	18,49	0,089	2,56
1,3	62,38	1,22	19,25	0,089	2,67
1,4	65,11	1,27	20,10	0,089	2,78
1,5	68,05	1,33	21,01	0,089	2,91

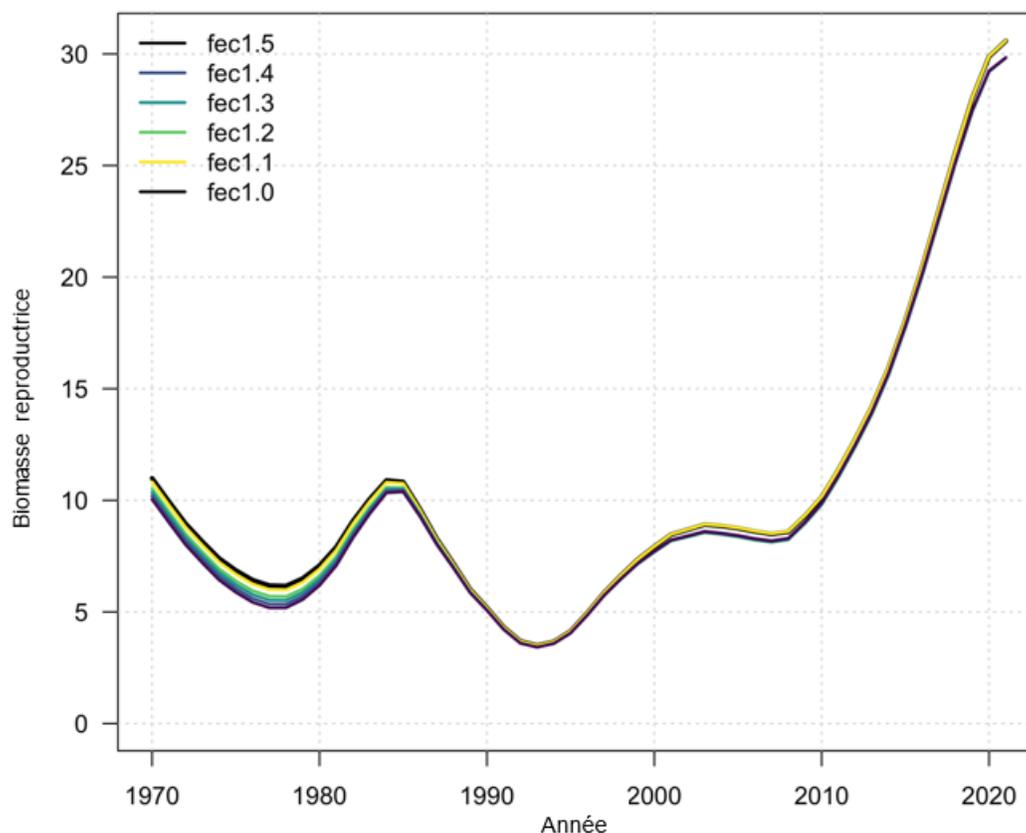


Figure B.1. Estimations de la biomasse par le modèle SISCAL-AH selon les six hypothèses d'allométrie de la fécondité.

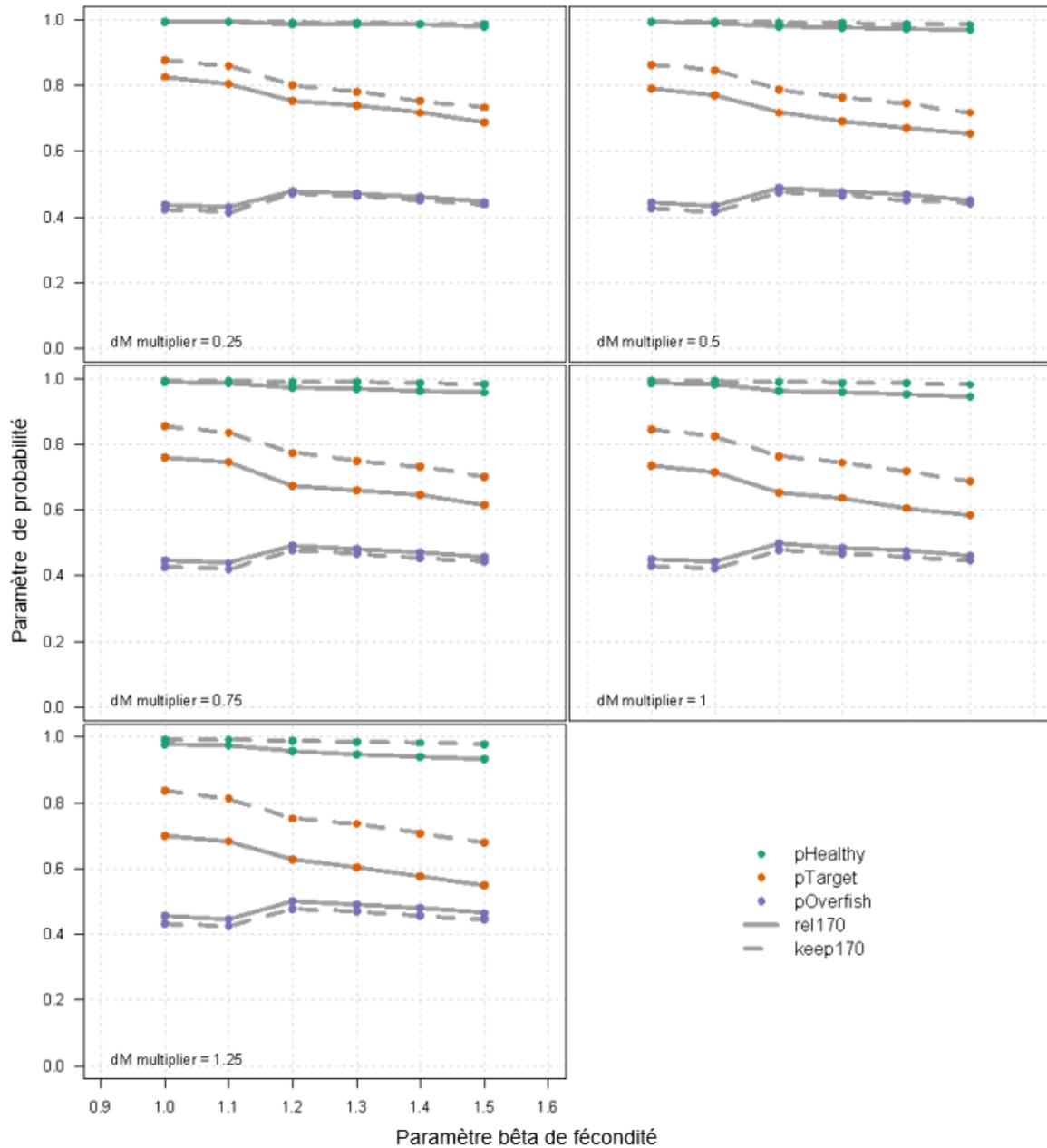


Figure B.2. Paramètres de rendement de conservation pour les valeurs de l'allométrie de la fécondité, les remises à l'eau des poissons de 170 cm ou plus et les taux de mortalité due aux rejets.