



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2020/013

Région du Québec

Le maquereau bleu (*Scomber scombrus* L.) dans les sous-zones 3 et 4 de l'OPANO en 2018

Andrew Smith, Elisabeth Van Beveren,
Linda Girard, Mélanie Boudreau, Pablo Brosset, Martin Castonguay et Stéphane Plourde

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

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 de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Smith, A.D., Van Beveren, E., Girard, L., Boudreau, M., Brosset, P., Castonguay, M. et Plourde, S. 2020. Le maquereau bleu (*Scomber scombrus* L.) dans les sous-zones 3 et 4 de l'OPANO en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/013. iv + 40 p.

Also available in English:

Smith, A.D., Van Beveren, E., Girard, L., Boudreau, M., Brosset, P., Castonguay, M., and Plourde, S. 2020. Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in NAFO Subareas 3 and 4 in 2018. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/013. iv + 37 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	IV
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	1
DÉBARQUEMENTS	1
ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL	2
PRISES SELON L'ÂGE.....	2
MATURITÉ SELON L'ÂGE	3
INDICE DE LA BIOMASSE	3
MODÈLE D'ÉVALUATION DES STOCKS	3
FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DU RECRUTEMENT, DE L'ÉTAT CORPOREL ET DE LA RÉPARTITION DES PRISES	4
RÉSULTATS ET DISCUSSION	5
DÉBARQUEMENTS	6
PRISES SELON L'ÂGE.....	6
INDICE DE LA BIOMASSE	7
SORTIES DU MODÈLE	8
LONGUEUR SELON LA MATURITÉ	12
FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DU RECRUTEMENT, DE L'ÉTAT CORPOREL ET DE LA RÉPARTITION DES DÉBARQUEMENTS	13
QUALITÉ DE L'ÉVALUATION	14
CONCLUSIONS ET AVIS	15
REMERCIEMENTS	15
RÉFÉRENCES	16
ANNEXE I - TABLEAUX SUPPLÉMENTAIRES	21
ANNEXE II – FIGURES SUPPLÉMENTAIRES	34

RÉSUMÉ

L'état du contingent nord du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest (*Scomber scombrus* L.) est évalué tous les deux ans à l'aide d'un modèle d'évaluation des stocks structuré selon l'âge qui tient explicitement compte des statistiques sur les prises manquantes des flottilles canadiennes et américaines. Le présent document décrit les données et les méthodes utilisées pour calculer les principaux indicateurs de l'état des stocks qui guident la Gestion des pêches dans l'établissement des quotas (c.-à-d. total autorisé des captures [TAC]), potentiellement dans le cadre de règles de contrôle des prises (RCP). Il présente également un examen de la recherche sur la répartition du maquereau et la façon dont les conditions environnementales changeantes ont influencé le recrutement, l'état du maquereau et la répartition des débarquements tout au long de la saison de pêche. Cette évaluation des stocks montre qu'en 2018, le maquereau se trouvait toujours, depuis 2011, dans la zone critique selon le cadre de l'approche de précaution du Canada. Bien que la biomasse du stock reproducteur (BSR) ait légèrement augmenté de 2016 à 2018 en raison de l'arrivée de la classe d'âge de 2015 dans la pêche, le nombre de maquereaux a en fait diminué. La faible biomasse s'accompagne d'une surexploitation, de la perte d'individus plus âgés de la population et, ces deux dernières années, d'un faible taux de recrutement historique. Les projections à court terme sur trois ans donnent une probabilité de 48 % de sortir de la zone critique d'ici 2021 avec un TAC de 10 000 t. Même dans les scénarios d'exploitation les plus restrictifs (p. ex. TAC = 0 t), le maquereau n'a que 68 % de chances de quitter la zone critique d'ici 2021.

INTRODUCTION

Le présent document de recherche fournit une description des données, des méthodes et des analyses justificatives qui ont contribué à l'évaluation des stocks du contingent nord du stock de maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest (*Scomber scombrus* L.), ci-après appelé le maquereau. Cette évaluation est effectuée tous les deux ans par Pêches et Océans Canada (MPO) à l'Institut Maurice-Lamontagne de Mont-Joli (Québec). Pour passer à une approche écosystémique de l'évaluation des stocks, on a procédé à un examen de la recherche sur l'écologie du maquereau pour appuyer de nouvelles analyses établissant un lien entre l'état et la répartition du maquereau et les changements dans son environnement physique et biologique.

À partir de l'évaluation précédente (MPO 2017, Doniol-Valcroze *et al.* 2019), on a évalué l'état des stocks au moyen d'un [modèle censuré d'évaluation des stocks d'après les prises selon l'âge](#) (Van Beveren *et al.* 2017a). Le modèle utilise à la fois des données indépendantes des pêches (indice de la biomasse) et dépendantes des pêches (débarquements et prises selon l'âge) comme données d'entrée; il peut estimer les indices actuels et futurs de l'état des stocks, comme la biomasse du stock reproducteur (BSR) et le recrutement de l'âge 1. L'indice de la biomasse est dérivé d'un relevé annuel sur les œufs (1979-2018) qui couvre le principal site de frai du maquereau, c'est-à-dire le sud du golfe du Saint-Laurent. Les données dépendantes des pêches comprennent les statistiques sur les prises et les échantillons biologiques provenant de la pêche commerciale du maquereau. Les données environnementales et les échantillons biologiques sont également tirés des relevés annuels effectués par les navires de recherche du MPO en collaboration avec le Programme de monitoring de la zone Atlantique (MPO 2019a). La documentation évaluée par des pairs, de même que les consultations et des enquêtes menées en collaboration avec l'industrie, les Premières Nations et les membres du Groupe de travail sur le plan de rétablissement du maquereau, ont produit d'autres sources de données et de connaissances.

Tous les résultats présentés ici ont été examinés par des pairs et les principaux ont été intégrés à l'avis scientifique (MPO 2019b). Les résultats ont également servi de base à un cadre d'évaluation de la stratégie de gestion (ESG) qui a été élaboré (Van Beveren *et al.*, MPO, Mont-Joli, Québec, comm. pers.) afin d'aider la Gestion des pêches et d'autres intervenants à évaluer les compromis optimaux entre différentes règles de contrôle des prises (RCP) compte tenu de diverses incertitudes.

MÉTHODES

DÉBARQUEMENTS

Les données sur la pêche commerciale du maquereau capturé dans la zone économique exclusive du Canada (ZEE; sous-zones 2-4 de l'OPANO) ont été tirées des plus récents fichiers ZIFF (format de fichier informatisé sur les échanges entre les zones) produits par les bureaux de statistique régionaux du MPO pour les années 1995-2018. Il existe des incohérences dans les données sur les débarquements avant 1995 en raison de la présence historique de navires de pêche étrangers ciblant le maquereau, des ventes non documentées entre navires, de l'attribution de quotas aux navires étrangers et de l'affrètement de navires étrangers par des intervenants locaux. Pour résoudre ces problèmes, nous avons utilisé les données de la pêche commerciale pour les débarquements de maquereau dans la ZEE du Canada qui proviennent de la [base de données sur les débarquements de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest \(OPANO\)](#) pour les années 1960 à 1994 (Grégoire *et al.* 2000, 2014). Au moment de la présente évaluation, les données sur les débarquements des

saisons de pêche de 2017 et de 2018 étaient toujours préliminaires, car les diverses régions du MPO exploitant le maquereau (régions du Québec, du Golfe, des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador; figures 1 et S1) étaient encore en train de les compiler.

Les données des pêches commerciales et récréatives aux États-Unis (1960-2017) ont été fournies par le Northeast Fisheries Science Center (NEFSC). En raison des interruptions des services gouvernementaux des États-Unis en 2018-2019, qui ont mené à la fermeture temporaire de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), les statistiques sur les prises américaines étaient également provisoires pour 2017 et 2018.

ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL

Le maquereau fait l'objet d'une surveillance annuelle dans le cadre du programme d'échantillonnage des ports commerciaux du MPO. Des mesures de longueur et des échantillons biologiques sont prélevés dans tout l'est du Canada pendant toute la saison de pêche pour assurer une couverture spatio-temporelle adéquate (tableaux S5-6). Les échantillonneurs dans les ports fournissent des données sur la fréquence de longueurs (mesurée à 5 mm près) et un sous-échantillon (deux poissons par classe de longueur) est envoyé à l'Institut Maurice-Lamontagne à Mont-Joli (Québec) pour subir des analyses plus poussées. Plusieurs mesures sont prises sur ces sous-échantillons : la longueur à la fourche (± 1 mm), la masse ($\pm 0,1$ g), le sexe, la masse des gonades, le stade de développement et l'âge par extraction et examen de la structure des otolithes. Cette dernière mesure est comparée à celles relevées par les biologistes de l'évaluation des stocks de la NOAA (Grégoire *et al.* 2009b).

PRISES SELON L'ÂGE

Les prises selon l'âge étaient autrefois calculées à l'aide d'un programme Visual Basic élaboré par l'Institut Maurice-Lamontagne en 2011-2012 à partir de méthodes et d'équations détaillées dans Gavaris et Gavaris (1983). Cette procédure a été réécrite dans le langage de programmation R (R Core Team 2019) en utilisant les mêmes équations, ainsi que les procédures décrites par Ogle (2015). En résumé, pour estimer les prises selon l'âge et le poids selon l'âge correspondant, on a regroupé les échantillons biologiques par année, par trimestre (agrégation en blocs de trois mois), par division de l'OPANO et par type d'engin pour produire des clés âge-longueur. On a ensuite attribué les âges aux données correspondantes sur la fréquence de longueurs pour lesquelles l'âge n'avait pas été déterminé, en appliquant les méthodes décrites dans Kimura (1977), Isermann et Knight (2005) et Ogle (2015). Différents poids ont été attribués aux données sur la fréquence de longueurs en fonction des relations poids-longueur prévues pour chaque année et chaque trimestre. On a alors pondéré les données combinées des échantillons biologiques et de la fréquence de longueurs par les débarquements régionaux (division de l'OPANO) et trimestriels, ainsi que par type d'engin (groupé par catégorie de sélectivité). On a ensuite calculé la moyenne des données propres au temps, à l'espace et à l'engin pour obtenir les prises selon l'âge (nombre d'individus) ainsi que les longueurs et poids moyens correspondants. Puis, on a comparé le poids annuel des prises selon l'âge (biomasse), le produit des prises selon l'âge et du poids selon l'âge, aux débarquements commerciaux pour détecter les erreurs de regroupement ou de pondération possibles. Dans les cas où aucune donnée sur la fréquence de longueurs ou aucune donnée biologique n'était disponible pour une région, un trimestre ou un type d'engin donné, on a utilisé les clés âge-longueur correspondant aux données des régions ou trimestres adjacents ou des types d'engins semblables.

MATURITÉ SELON L'ÂGE

La maturité selon l'âge, c'est-à-dire la proportion de femelles matures à un âge donné, a été calculée à partir d'échantillons commerciaux prélevés pendant le frai (juin-juillet). Des ogives de maturité ont également été utilisées pour estimer la maturité selon la longueur (L_{50}), qui était autrefois calculée à l'aide des fonctions *Logistic* et *Probit* dans SAS (v. 9.3; SAS Institute Inc. 2011). Ces procédures ont été réécrites dans R, ce qui a permis de calculer par la suite des régressions logistiques au moyen d'une fonction de liens logit. La L_{50} a ensuite été extraite des modèles ajustés et autoamorçée par bootstrap sur 999 itérations à l'aide du progiciel « modelr » en R pour produire des intervalles de confiance à 95 % (Wickham *et al.* 2019).

INDICE DE LA BIOMASSE

Un indice relatif de la biomasse du stock reproducteur (BSR) du maquereau est calculé à partir des données recueillies au cours d'un relevé annuel ciblant les œufs de maquereau (1979-2018), à partir d'échantillons commerciaux de maquereau provenant du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T), en juin et en juillet, à partir des équations dérivées décrivant la fécondité du maquereau et le temps d'incubation des œufs, et à partir de données océanographiques collectées conjointement avec le Programme de monitoring de la zone Atlantique (Girard 2000). En bref, le nombre d'œufs de stade 1 est converti en densité d'œufs par mètre carré pour chacune des 65 stations fixes (à l'occasion, le nombre des stations échantillonnées est plus ou moins grand en raison des conditions météorologiques, de problèmes mécaniques ou de projets spéciaux) installées dans le sud du golfe du Saint-Laurent, en tenant compte de la profondeur de la colonne d'eau échantillonnée et du volume d'eau filtrée. La densité des œufs est estimée pour la date de frai rétro-calculée au moyen de l'équation dérivée d'incubation des œufs (Lockwood *et al.* 2017). Un krigeage ordinaire permet d'interpoler la densité moyenne des œufs pour toute la zone. Une courbe logistique ajustée décrivant l'évolution d'un indice gonado-somatique par jour, et donc la durée de la période de frai, est ensuite utilisée pour calculer la proportion d'œufs pondus quotidiennement. On peut alors calculer l'indice de la BSR en fonction de la production quotidienne moyenne d'œufs, de la superficie échantillonnée, du poids moyen d'une femelle mature pendant le frai pour une année donnée, de la proportion d'œufs pondus à la date médiane du relevé sur les œufs et de la fécondité dérivée des femelles. De 2015 à 2018, le relevé a été réalisé à bord du NGCC *Teleost* (12 juin – 20 juin), du *Coriolis II* (11 juin – 23 juin), du NGCC *Teleost* (10 juin – 17 juin) et du *Coriolis II* (16 juin – 24 juin). Les méthodes du protocole d'échantillonnage et les analyses subséquentes pour calculer divers aspects de la production d'œufs de maquereau et l'indice de la biomasse qui en résulte sont décrites en détail dans Doniol-Valcroze *et al.* (2019).

MODÈLE D'ÉVALUATION DES STOCKS

L'évaluation précédente du maquereau (sous-zones 3 et 4 de l'OPANO) a eu lieu en mars 2017. Un nouveau modèle statistique de dynamique de la population axé sur les prises selon l'âge a été élaboré pour évaluer l'état des stocks et pleinement intégrer les diverses sources d'incertitude, y compris l'estimation des prises manquantes.

Ce modèle statistique censuré des prises selon l'âge a été décrit en détail par Van Beveren *et al.* (2017b) et a été élaboré à l'aide du progiciel Template Model Builder (TMB; Kristensen *et al.* 2016) dans le langage R (R Core Team 2019). Les équations du modèle sont présentées dans les tableaux S7-S8 et les données d'entrée sont tracées sous forme de graphiques aux figures 1 à 3 et S4-S5. Le modèle a été qualifié de « censuré », car il utilise une nouvelle approche dans laquelle les prises déclarées sont explicitement considérées comme biaisées; on estime donc qu'elles se produisent entre une limite inférieure,

correspondant aux prises déclarées, et une limite supérieure. Cette limite supérieure pour les prises non déclarées repose, dans la mesure du possible, sur les renseignements disponibles sur l'industrie de la pêche récréative et des appâts, dont l'ordre de grandeur a été confirmé par les résultats d'un sondage en ligne distribué parmi les pêcheurs actifs de maquereau dans l'est du Canada (Van Beveren *et al.* 2017a). Le sondage a été mené à nouveau en 2018 et les résultats préliminaires concordent avec ceux du précédent. Conformément à l'approche de précaution (MPO 2009), le point de référence limite (PRL) et le point de référence supérieur du stock (PRS) sont calculés dans ce modèle comme étant 40 % et 80 % de $BSR_{F40\%}$, respectivement (nombre de recrues par reproducteur à $F_{40\%}$ multiplié par le recrutement moyen de 1969 à 2018). Toutes les [données](#), le [code du modèle](#) et les scripts sont disponibles en ligne.

On a également réalisé des projections à court terme qui ont servi de base à l'avis sur le TAC de 2019. Une évaluation de la stratégie de gestion (ESG) a également été élaborée et a fourni des projections à moyen et long termes selon divers scénarios d'incertitude (MPO 2018). Le cadre statistique de l'ESG et de l'évaluation est le même (à l'exception de l'équation 4.1 dans le tableau S7 et des données sur la proportion à maturité, voir Van Beveren *et al.*, MPO, Mont-Joli, Québec, comm. pers.), et la procédure de prévision est détaillée dans le premier de ces documents. Pour les projections présentées ici et dans l'avis scientifique, le recrutement a été projeté vers la valeur moyenne (1969-2018) avec une autocorrélation temporelle de 0,9 (comme dans le modèle de base 1 de l'ESG, Van Beveren *et al.*, MPO, Mont-Joli, Québec, comm. pers.).

FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DU RECRUTEMENT, DE L'ÉTAT CORPOREL ET DE LA RÉPARTITION DES PRISES

Pour vérifier comment le recrutement du maquereau, l'état corporel et la répartition des prises ont été influencés par l'environnement, nous avons utilisé plusieurs variables environnementales et les caractéristiques des stocks de maquereau obtenues à partir des débarquements commerciaux et des échantillons, des sorties du modèle censuré d'évaluation des stocks d'après les prises selon l'âge et du Programme de monitoring de la zone Atlantique (MPO 2019a). Nous avons supposé que le recrutement et l'état corporel des maquereaux dépendaient de la disponibilité de la nourriture dans leur habitat. Nous avons utilisé un certain nombre de variables environnementales biologiques et physiques (tableau S12) pour déterminer si elles pouvaient expliquer la variabilité du recrutement et de l'état corporel du maquereau. Plus précisément, nous avons utilisé des variables environnementales physiques liées à la disponibilité de la nourriture dans l'espace (*Eaux de ruissellement du Saint-Laurent* – un indicateur de la productivité primaire) et dans le temps (*Période de la dernière glace* et *Période printanière* – des indicateurs du début de la prolifération printanière) et, enfin, la température de la surface de la mer (*TSM*). Des données biologiques plus directes ont également servi de variables explicatives, comme la période, la durée et l'amplitude de la prolifération du phytoplancton, ainsi que les indices de l'abondance pour les proies de zooplancton dont l'importance est connue pour divers stades biologiques du maquereau. (*Calanus glacialis*, *C. finmarchicus*, *C. hyperboreus*, *Pseudocalanus*, *Temora spp.*). Les séries chronologiques de ces variables ont été tirées des relevés océanographiques du Programme de monitoring de la zone Atlantique (MPO 2019a). Pour tester ces relations, nous avons utilisé des modèles additifs généralisés (mgcv::gam; Wood 2008) pour permettre des relations non linéaires.

Selon la disponibilité des données dans les séries chronologiques, nous avons examiné différentes périodes à l'aide de diverses combinaisons des variables susmentionnées dans nos analyses (uniquement les variables physiques pour 1985-2016, uniquement les variables physiques pour 2001-2016 et les variables physiques et biologiques pour 2001-2016). Dans les séries chronologiques ultérieures, nous avons émis l'hypothèse que la disponibilité et

l'abondance de la nourriture seraient les principaux facteurs du recrutement et de l'état corporel du maquereau.

Par la suite, nous avons également étudié comment la répartition du maquereau pouvait changer en fonction des caractéristiques de l'environnement et des stocks de maquereau. Nous avons dû estimer la répartition du maquereau indirectement à l'aide des données sur les débarquements des pêches commerciales. Il y a peu de données géoréférencées disponibles sur les débarquements dans cette pêche, de sorte que nous avons utilisé la proportion relative des débarquements par division de l'OPANO comme approximation de la répartition du maquereau, à condition de disposer également de suffisamment de données provenant des échantillons biologiques pour calculer l'état corporel (c.-à-d. les divisions 4T, 4R, 3K et 3L). Nous avons supposé que les pêcheurs qui pratiquent cette pêche le font chaque année et que le pourcentage des données sur les débarquements dans chaque sous-zone de l'OPANO représentait la présence relative du maquereau dans cette zone. Les permis délivrés pour le maquereau à Terre-Neuve ont augmenté considérablement au milieu des années 1990, parallèlement à l'amélioration de l'efficacité (p. ex. échosondeurs à double fréquence ([le maquereau n'a pas de vessie nataoire] des sennes coulissantes et des sennes-barrages, qui dominent les prises dans cette région, de la capacité de cale, de la puissance en chevaux, du GPS et des télécommunications). Pour tenir compte de cette plus grande efficacité de la pêche, nous avons inclus une variable pour la période de pêche dans les analyses (1982-1999 et 2000-2017). Nous avons formulé l'hypothèse que la répartition du maquereau autour de Terre-Neuve est limitée par la biomasse du stock reproducteur (BSR), la température de l'eau et les réserves énergétiques du maquereau. Nous avons supposé qu'ensemble, ces variables décrivaient les conditions physiques et biologiques dans lesquelles se trouve le maquereau et qu'elles expliquaient les changements observés dans les migrations saisonnières et la répartition de l'espèce (pourcentage des débarquements).

Ringuette *et al.* (2002) ont trouvé des preuves d'une relation négative entre la dépendance à la densité et la croissance du maquereau. La dépendance à la densité supposerait que lorsque la BSR est élevée, les poissons se dispersent davantage pour trouver de la nourriture et éviter la concurrence. Les récits historiques et la documentation primaire associent l'arrivée du maquereau autour de Terre-Neuve à des températures de l'eau plus chaudes le long de ses côtes (Moore *et al.* 1975; Pinhorn 1976). Le maquereau évite généralement les températures de l'eau inférieures à 7 °C (Olla et Bejda 1976) et une grande partie des eaux entourant Terre-Neuve n'est disponible qu'occasionnellement comme habitat du maquereau en raison de l'influence du courant froid du Labrador. Nous avons utilisé l'état corporel et l'abondance du zooplancton pour décrire la disponibilité de la nourriture et l'acquisition de réserves d'énergie par le maquereau dans une région donnée. Les variables biologiques pour les divisions 4R3KL de l'OPANO (Terre-Neuve) n'étaient disponibles que de 2000 à 2016 par l'entremise du Programme de monitoring de la zone Atlantique. Comme auparavant, nous avons appliqué des modèles additifs généralisés pour permettre des relations non linéaires (P. Brosset 2018, MPO, Mont-Joli, comm. pers.).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les principaux indicateurs utilisés comme intrants du modèle pour ce stock sont les statistiques sur les prises totales, les données sur les prises selon l'âge et l'indice de la biomasse. La longueur selon la maturité, L_{50} , est également utilisée pour déterminer la taille minimale à laquelle le poisson peut être pêché de manière à ce que 50 % des poissons aient la possibilité de frayer au moins une fois.

DÉBARQUEMENTS

Dans les années 1980 et 1990, les débarquements déclarés par les navires canadiens étaient relativement stables et s'élevaient en moyenne à 22 000 t par année. Le nombre de permis de pêche du maquereau a augmenté au début des années 1990 dans le cadre d'un deuxième plan de développement du maquereau (MPO 1990, 1993). De 2000 à 2010, les débarquements ont été en moyenne de 40 498 t. Les débarquements canadiens ont atteint un sommet de 55 726 t en 2005 en raison de l'augmentation marquée de l'effort de pêche par les petits et grands senneurs sur les côtes est et ouest de Terre-Neuve, et en raison de la présence d'une très grande classe d'âge en 1999 (Patterson 2014). Par la suite, ils ont grandement chuté jusqu'à un creux de 4 272 t en 2015. De 2016 à 2018, les débarquements préliminaires ont été de 8 050 t (TAC de 8 000 t), de 9 430 t (TAC de 10 000 t) et de 10 499 t (TAC de 10 000 t), respectivement. À l'heure actuelle, on ne connaît pas les valeurs des prises manquantes en raison des rejets, du poisson capturé dans le cadre des permis de pêche d'appâts et de pêche récréative, ni la proportion des maquereaux d'origine canadienne capturés lors de la pêche hivernale aux États-Unis. On présume donc que les prélèvements totaux réels de poissons du contingent nord se situent quelque part entre deux limites (c.-à-d. qu'ils sont « censurés »), établies à 110 % des débarquements déclarés au Canada (limite inférieure, ligne grise à la figure 1) auxquels on ajoute une fraction inconnue de poissons d'origine canadienne (voir Doniol-Valcroze *et al.* 2019) et de 25 à 50 % des statistiques sur les prises américaines. Les données sur les prises depuis 1960 pour tout le stock de l'Atlantique Nord-Ouest sont présentées à la figure S1. Les débarquements se produisant uniquement dans la zone économique exclusive (ZEE) du Canada, et répartis selon le pays d'origine, la province canadienne, la région du MPO et la division de l'OPANO, sont présentés dans les tableaux S1-S4 et aux figures 1, S1 et S2.

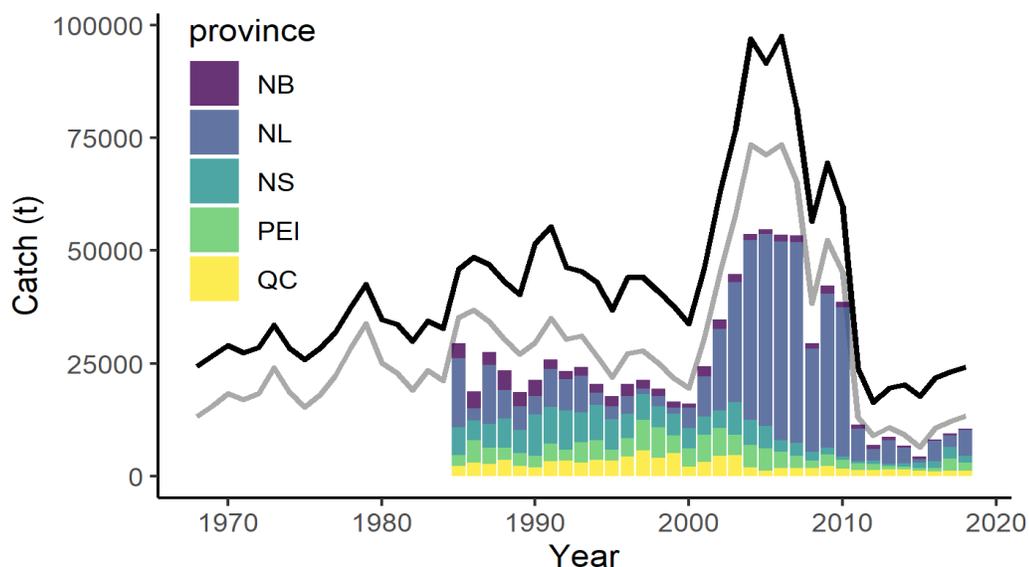


Figure 1. Débarquements canadiens par province (diagramme à barres) avec indication des limites inférieure (en gris) et supérieure (en noir) des prélèvements totaux estimés (y compris les captures non comptabilisées du Canada et des États-Unis).

PRISES SELON L'ÂGE

Le maquereau le plus âgé enregistré dans les échantillons biologiques avait 18 ans. Toutefois, les individus de plus de 9 ans sont rares depuis le début des années 2000 et ceux de plus de 6 ans deviennent de plus en plus rares depuis 2012, ce qui laisse supposer un effondrement de la structure selon l'âge du stock. Les poissons de moins de 3 ans dominent

la pêche depuis quatre ans, ce qui reflète l'entrée de la cohorte de 2015 dans la pêche (figure 2). Des tendances similaires sont observées dans les prises selon l'âge pour le contingent sud (NEFSC 2017).

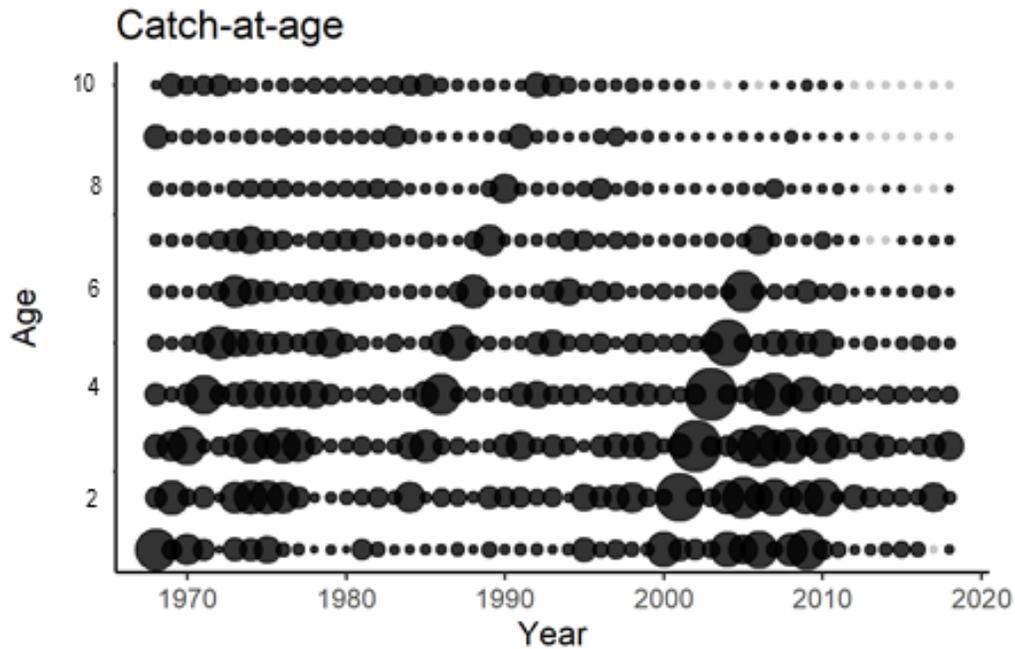


Figure 2. Prises selon l'âge (chiffres). Les points gris indiquent 0.

INDICE DE LA BIOMASSE

L'indice de la biomasse calculé à partir du relevé annuel sur les œufs et des échantillons commerciaux dans le sud du golfe du Saint-Laurent montre une tendance variable, mais nettement à la baisse, qui a atteint des creux historiques ces dernières années. La valeur moyenne de l'indice de la biomasse depuis 1995 est d'environ 12 % de celle de 1979 à 1994 (figure 3). De plus, la zone dans laquelle les œufs de maquereau sont répartis a diminué (Grégoire *et al.* 2014).

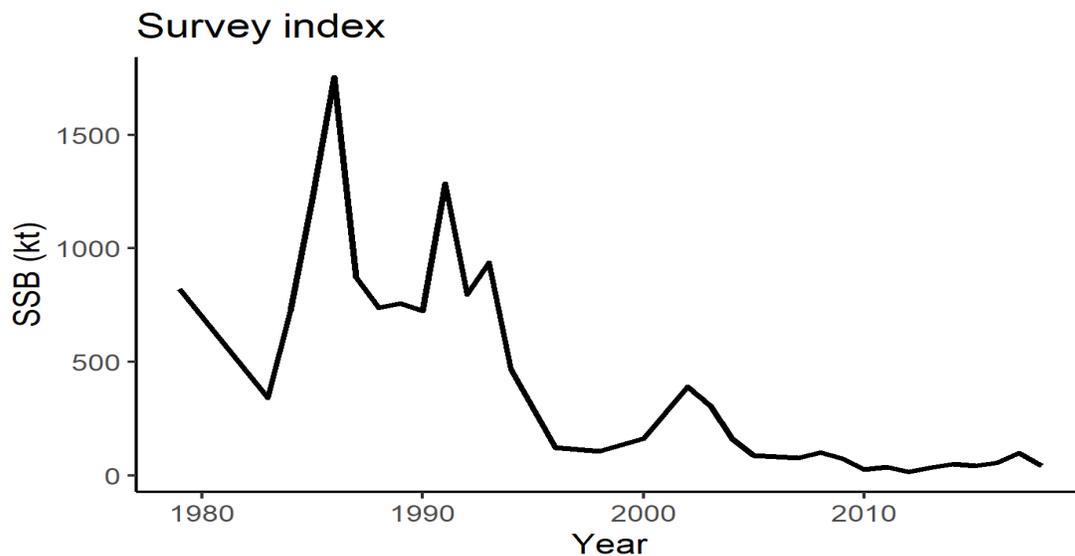


Figure 3. Indice de la biomasse relative tiré du relevé sur les œufs.

On sait depuis longtemps que le sud du golfe du Saint-Laurent est le principal lieu de frai du maquereau du contingent nord (Sette 1943; Arnold 1970). Les relevés sur l'ichtyoplancton couvrant cette région ont commencé au début du 20^e siècle (Dannevig 1919) et ont été répétés et améliorés au fil du temps (Maguire 1981; Ouellet 1987; Grégoire et Lafleur 2006; Grégoire et Faucher 2006). De nombreux autres relevés sur l'ichtyoplancton ont également été menés dans toute l'aire de répartition du maquereau dans l'Atlantique Nord-Ouest. Par exemple, certains ont été effectués dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Kohler *et al.* 1974a, 1974b, 1975, 1976, 1977; Grégoire *et al.* 2008, 2009a), sur les plateaux du Labrador et de Terre-Neuve ainsi que dans les baies intérieures de Terre-Neuve (Carter-Lynn 2000) et sur la plate-forme Néo-Écossaise (Sparks 1929; Grégoire *et al.* 2012; Bernier et Levesque 2000; Shackell et Frank 2000). Ces relevés révèlent un frai très limité sur la côte ouest de Terre-Neuve et sur la plate-forme Néo-Écossaise. Les résultats permettent également de penser que la faible production d'œufs mesurée dans le sud du golfe du Saint-Laurent depuis 2005 reflète une baisse réelle de l'abondance du maquereau.

Le plus récent relevé exploratoire sur les œufs de maquereau a eu lieu sur la côte nord-est de Terre-Neuve à la suite d'observations continues de juvéniles dans la région (Parsons et Hodder 1970). Trois relevés consécutifs ont été réalisés dans la baie White et dans la baie Notre Dame de juin à août 2015, suivis de deux autres dans les mêmes baies en juillet et août l'année suivante. Deux relevés consécutifs ont également été effectués en 2015 et en 2016 dans la baie de la Trinité, à Terre-Neuve-et-Labrador, en août et en septembre, dans le cadre des relevés annuels du MPO sur l'ichtyoplancton ciblant le capelan; ils suivaient à peu près les mêmes protocoles d'échantillonnage (cependant, l'échantillonnage porte sur une plus grande partie de la colonne d'eau, jusqu'à des profondeurs d'environ 250 m; Shikon *et al.* 2019; Nakashima et Mowbray 2014). Aucun œuf et aucune larve de maquereau n'ont été détectés en 2015 ou en 2016 aux trois sites des relevés. Ces résultats concordent avec les relevés précédents sur l'ichtyoplancton décrivant la composition des espèces dans la région (baie de la Conception, baie de Bonavista, baie Placentia et baie de la Trinité; Carter-Lynn 2009), ainsi que les préférences connues et prévues concernant l'habitat de frai optimal du maquereau (Mbaye *et al.* 2019).

SORTIES DU MODÈLE

Les graphiques et les tendances rétrospectives des variantes résiduelles sont présentés aux figures S5 et S6. Bien qu'il n'y ait pas de problèmes majeurs, les variantes résiduelles pour l'indice du relevé sur les œufs ont affiché une tendance linéaire à la surestimation récente, peut-être en raison des processus non stationnaires qui n'ont pas été pris en compte dans la formulation actuelle du modèle. Les tentatives de corriger ce biais en permettant de modifier la sélectivité des pêches ou des relevés (deux blocs reflétant la mortalité avant et après 2000) ou la mortalité naturelle (Van Beveren *et al.*, MPO, Mont-Joli, Québec, comm. pers.) n'ont pas donné d'amélioration nette des tendances des variantes résiduelles des relevés. Des changements temporels de la fécondité pourraient également être une cause possible, mais il n'existe toutefois pas de données à jour à leur sujet (Pelletier 1986).

On a estimé que le stock avait chuté sous le point de référence supérieur (PRS) en 2010 et sous le PRL l'année suivante (figure 4A). En 2018, on a estimé que la biomasse du stock reproducteur (BSR) était à 77 % du point de référence limite (PRL), en hausse par rapport à la valeur de 59 % en 2016, du fait de la classe d'âge relativement forte de 2015. La force de cette classe d'âge était importante par rapport aux niveaux de recrutement plus récents, mais on estimait qu'elle était beaucoup plus faible par rapport aux sommets observés par le passé (figures 4C, D). Par exemple, la cohorte de 2015 (nombre de poissons d'âge 1) a été estimée à seulement 32 % et 38 % de la taille des cohortes de 1982 et de 1999, respectivement. Néanmoins, la cohorte de 2015 domine maintenant les débarquements, car la structure selon l'âge de la population est tronquée (figure 4B). On estime que le recrutement subséquent a

atteint des creux sans précédent. Une relation stock-recrutement est devenue évidente, même lorsque le modèle ne la forçait pas. Plus précisément, comme la biomasse est tombée en deçà du PRS en 2010, le recrutement a été en moyenne plutôt bas (figure 4D).

On a estimé que les taux de mortalité par pêche (y compris les valeurs estimées des prises manquantes) demeuraient au-dessus du niveau de référence (figures 4E, F). Selon le modèle de consensus, le taux de mortalité par pêche estimé pour 2018 pour le maquereau entièrement exploité (5 à 10 ans) était de 1,13 (taux d'exploitation de 68 %). Bien que le taux d'exploitation soit habituellement donné pour les poissons qui sont entièrement recrutés pour la pêche, ces maquereaux ne constituent plus une grande fraction de la population. Le taux d'exploitation pour tous les âges, pondéré par leurs chiffres ($F_{overall} = \sum_{a=1}^A F_a * N_a / \sum_{a=1}^A N_a$) était de $F = 0,44$ (taux d'exploitation de 36 %). Il convient de noter que ce taux d'exploitation est encore relativement élevé, d'autant plus que la plupart des poissons ne sont pas encore complètement ciblés par la pêche. En 2018, le taux d'exploitation de la cohorte dominante de 2015 a été estimé à 45 %.

Des projections ont été établies sur une période de trois ans pour estimer l'incidence de différentes règles de contrôle des prises (RCP) sur la BSR. Le Groupe de travail sur le plan de rétablissement du maquereau a élaboré ces RCP dans le cadre de l'évaluation de la stratégie de gestion (ESG). Bien que ces règles déterminent un TAC dynamiquement (c.-à-d. un TAC est appliqué chaque année selon l'état des stocks, calculé approximativement d'après l'indice du relevé sur les œufs), elles produisent surtout un TAC constant à court terme. La seule exception est la RCP 3, qui permet une modification du TAC de 25 % d'une année à l'autre, selon la variation relative de l'indice du relevé sur les œufs. Par conséquent, la mise à l'essai de ces RCP est actuellement semblable à l'utilisation des TAC constants traditionnels dans les projections (p. ex. évaluation antérieure du maquereau, Doniol-Valcroze *et al.* 2019), mais parallèle au processus d'ESG en cours.

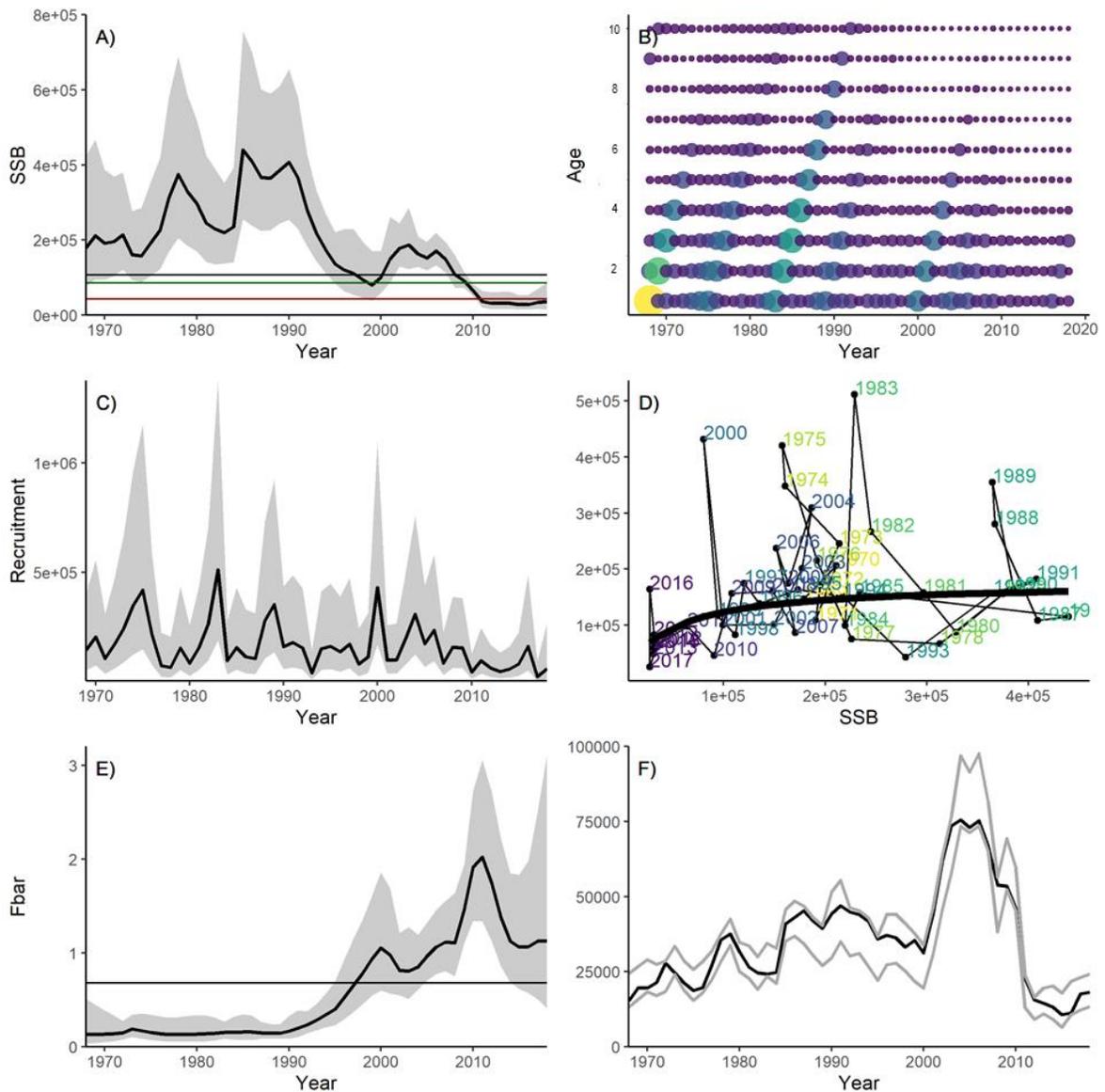


Figure 4. Sorties du modèle : (A) Biomasse du stock reproducteur (t) avec des lignes horizontales indiquant la $BSR_{F40\%}$ (en noir), le PRS (en vert) et le PRL (en rouge); (B) Abondance selon l'âge; (C) Recrutement (nombres); (D) Stock-recrutement; (E) Mortalité par pêche (moyenne sur les classes d'âge 5-10 entièrement sélectionnées); (F) Prises estimées (en noir) entre les limites prédéterminées (en gris).

En 2016, on a établi des projections fondées sur les prélèvements totaux, qui comprenaient des niveaux déterministes de prises non comptabilisées. Nous avons amélioré cette approche de projection en projetant de façon stochastique les prises non comptabilisées du Canada et des États-Unis séparément. Le TAC généré par la RCP est ajouté à ces prises estimées pour calculer les prélèvements totaux et la biomasse du stock correspondante de l'année suivante. Au cours de l'évaluation, les participants ont convenu que les prises canadiennes manquantes avaient probablement diminué en raison de l'imposition de mesures de gestion récentes, mais qu'on ignorait le sens des prises américaines possibles de poissons du contingent nord (bien que l'on ait présumé que la fraction demeurerait à 25-50 %). À l'époque, les États-Unis prévoient augmenter leur quota, mais on ne savait pas si cette augmentation se matérialisera et si elle se traduira par une augmentation des débarquements. Les tendances présumées des prises manquantes et l'incertitude entourant

chacune de leurs composantes sont illustrées à la figure 5 et les détails de la modélisation sont fournis dans le document de recherche sur l'ESG (Van Beveren *et al.*, MPO, Mont-Joli, Québec, comm. pers.).

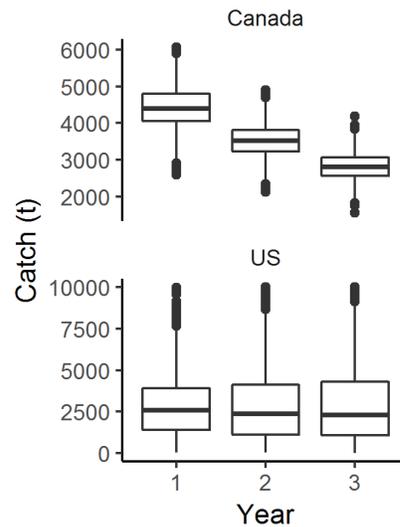


Figure 5. Diagrammes de quartiles des prises non comptabilisées présumées au cours des trois prochaines années (2019-2021), pour le Canada (graphique supérieur) et les États-Unis (graphique inférieur) [généralisé avec les fonctions *IEindep2019* et *IEdep2550*, progiciel du modèle censuré d'évaluation des stocks d'après les prises selon l'âge].

Le tableau des projections ci-après est tiré de l'avis scientifique sur les stocks. Avec l'augmentation des TAC de 0 à 10 000 t, la probabilité de dépasser le PRL d'ici 2021 a diminué de 68 % à 48 %, et la probabilité de croissance du stock de 2019 à 2021 a diminué de 78 % à 49 %. Il convient de noter qu'avec le quota de 2018 (10 000 t), la probabilité de déclin du stock est de 51 %. Les pourcentages de rétablissement du stock (sortie de la zone critique) et de croissance ne sont pas très différents entre les RCP (malgré une différence du TAC plancher de 10 000 t) en raison de la grande influence des prises non comptabilisées (par exemple, la diminution des prises résultant de la baisse du TAC n'est pas aussi marquée par rapport aux débarquements totaux) et de la grande probabilité de ne pas atteindre le TAC au cours des trois prochaines années avec une pêche aux taux d'exploitation les plus élevés (par exemple les RCP 10 et 11 sont semblables parce que les débarquements pourraient ne pas être de 10 000 t chaque année; tableau 1).

Tableau 1. Projections sur trois ans selon différents TAC (déterminées selon les règles de contrôle des prises [RCP] décrites dans Van Beveren et al., MPO, Mont-Joli, Québec, données inédites). Certaines RCP (p. ex. les RCP 2, 4, 5 et 6) donneraient des TAC (quasi)-identiques (valeurs médianes) pour les trois années suivantes et ont donc été supprimées. Les projections indiquent la probabilité d'atteindre le point de référence limite (PRL) en 2020 et 2021, « Prob($BSR > PRL$) », et la probabilité de croissance entre 2019 et 2021 « Prob($BSR_{2021} > BSR_{2019}$) ». La BSR au début de l'année est donnée par rapport au PRL (valeur médiane) pour 2020 et 2021. Les projections ont été effectuées en supposant que le maquereau sera également capturé en dehors du TAC, par les flottilles canadiennes et américaines (incertitudes représentées par les 5^e et 95^e quantiles pris sur les trois années). La figure 9 illustre de manière détaillée la répartition des prises annuelles non comptabilisées présumées.

RCP	TAC			Prob($BSR > PRL$)		Prob($BSR_{2021} > BSR_{2019}$)	BSR/PRL		Prises non comptabilisées			
	2019	2020	2021	2020	2021	2019→2021	2020	2021	Canada		États-Unis	
									5 %	95 %	5 %	95 %
3	9 640	9 334	8 614	0,49	0,49	0,51	0,69	0,71	2 425	4 986	420	7 282
4	0	0	0	0,60	0,68	0,78	0,98	1,16	2 425	4 986	420	7 282
7	2 000	2 000	2 000	0,58	0,65	0,72	0,92	1,06	2 425	4 986	420	7 282
8	4 000	4 000	4 000	0,55	0,60	0,65	0,86	0,96	2 425	4 986	420	7 282
9	6 000	6 000	6 000	0,53	0,56	0,59	0,79	0,86	2 425	4 986	420	7 282
10	8 000	8 000	8 000	0,51	0,52	0,53	0,74	0,76	2 425	4 986	420	7 282
11	10 000	10 000	10 000	0,49	0,48	0,49	0,67	0,68	2 425	4 986	420	7 282

LONGUEUR SELON LA MATURITÉ

La longueur selon la maturité, L_{50} , a varié entre 221 et 301 mm de 1974 à 2018 (figure 6). En 2018, la moyenne de la série chronologique était de 267 mm, et la moyenne sur cinq ans (2013-2018) de 268 mm. Les échantillons commerciaux utilisés pour calculer ces valeurs proviennent principalement de la pêche au filet maillant dans le sud du golfe du Saint-Laurent, qui coïncide avec le moment du frai du maquereau. L'augmentation de la taille commerciale minimale devrait permettre à de plus gros poissons de frayer, mais en raison de l'abondance relative importante d'une seule classe d'âge dans la population, on ignore l'efficacité actuelle de cette stratégie.

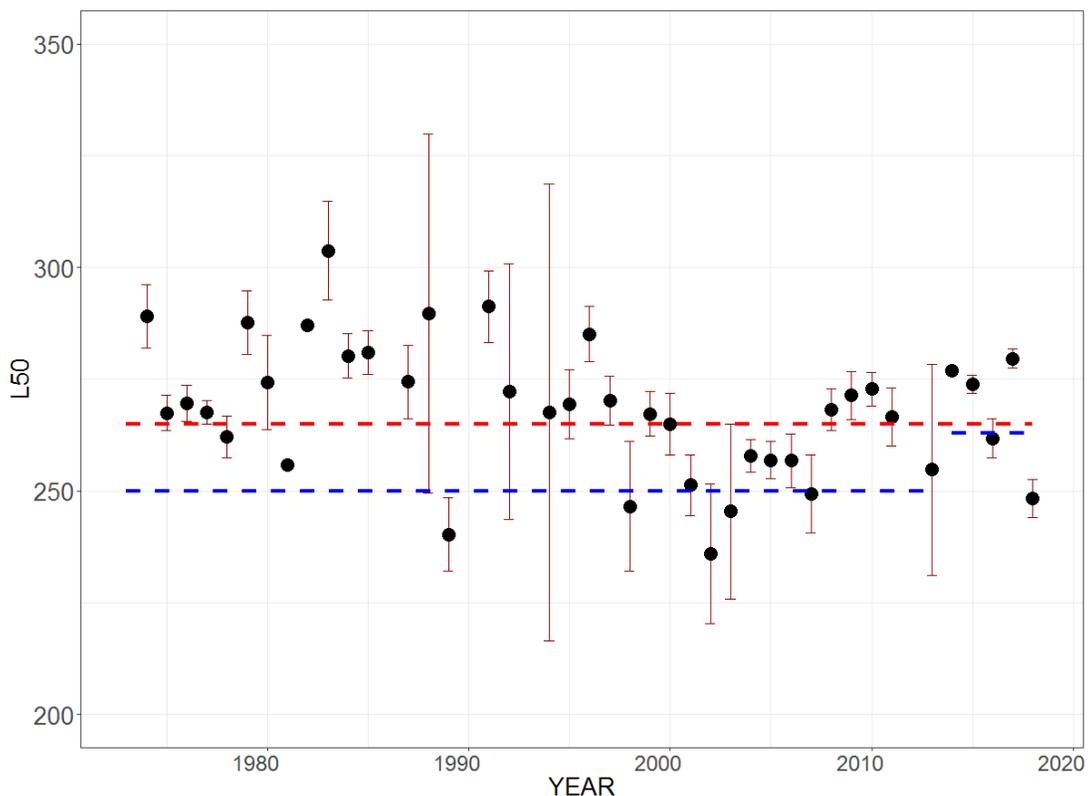


Figure 6. L_{50} avec intervalles de confiance par bootstrap à 95 % (1968-2018).

FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX DU RECRUTEMENT, DE L'ÉTAT CORPOREL ET DE LA RÉPARTITION DES DÉBARQUEMENTS

L'écosystème de l'Atlantique Nord-Ouest change (MPO 2019a; Galbraith *et al.* 2019; Blais *et al.* 2019) et le maquereau a des exigences strictes en ce qui concerne son habitat et des préférences en matière de proies. Il n'est pas surprenant que les conditions environnementales influencent aussi le recrutement, l'état corporel et d'autres caractères du cycle biologique du maquereau (Runge *et al.* 2001; Castonguay *et al.* 2008; Plourde *et al.* 2015). Ces résultats sont corroborés par des observations de chercheurs et de pêcheurs de maquereau qui ont attribué la variabilité des migrations saisonnières de cette espèce et sa répartition aux changements de la température de l'eau (Templeman et Fleming 1953; Pinhorn 1976). Ensemble, ces observations et analyses laissent supposer que l'environnement est un facteur clé de nombreux aspects du cycle biologique du maquereau (Trenkel *et al.* 2014).

Nous avons constaté que la fluctuation du recrutement et de l'état corporel du maquereau pouvait s'expliquer par des variables environnementales liées à la disponibilité et à la qualité des ressources alimentaires. La puissance explicative de tous les modèles s'est considérablement améliorée lorsque les variables biologiques ont été incluses comme variables indépendantes. Pris ensemble, ces résultats montrent que lorsque le recrutement est faible, comme on l'a observé récemment, il peut être dû, en partie, à un décalage entre le chevauchement temporel de l'émergence des larves de maquereau et la disponibilité et la qualité de leur nourriture. De même, lorsque le gain de l'état corporel des adultes est plus faible dans une zone donnée au cours de l'été, c'est peut-être parce qu'ils se nourrissent dans une zone relativement pauvre sur le plan nutritionnel.

L'ajustement du modèle pour le recrutement du maquereau (explication de l'écart) s'est amélioré de 57 % à 82 % lorsqu'on a tenu compte des variables biologiques. Plus

précisément, le recrutement était plus important lorsque la température moyenne à la surface de l'eau était plus basse (mai-août), lorsque le printemps était précoce, lorsque *C. finmarchicus* était abondant et lorsque la phénologie de *Pseudocalanus sp.* était précoce. Ensemble, ces résultats indiquent que le faible recrutement récent pourrait être attribuable à un décalage entre le frai du maquereau et la disponibilité de ses proies (figure S7, tableaux S13-S14).

En l'absence de variables biologiques, il était difficile d'expliquer l'augmentation de l'état corporel du maquereau, quelles que soient la période ou la région analysée. Lorsque les variables biologiques ont été incluses, le modèle ajusté pour le gain de l'état corporel dans la division 4R est passé de non significatif à un écart expliqué à 80 %. De même, le modèle ajusté au gain de l'état corporel du maquereau dans la division 4T s'est amélioré de 62 % à 83 % avec l'inclusion de variables biologiques. Ces résultats montrent que lorsque les abondances du phytoplancton et du zooplancton dans la division 4R étaient plus importantes et coïncidaient avec le frai du maquereau, l'état corporel du maquereau a connu un gain plus important entre juin et septembre. Comme dans la division 4R, le gain d'état corporel du maquereau capturé dans la division 4T était plus important si le phytoplancton et *C. finmarchicus* s'étaient développés plus tôt. Ainsi, lorsque les proliférations de phytoplancton et de zooplancton ont eu lieu au début de l'été, coïncidant avec la fin de la migration du maquereau et son frai dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la nourriture était peut-être plus disponible, ce qui s'est traduit par un gain d'état corporel plus grand pendant l'été dans la division 4T (figure S7, tableaux S13-S14).

Nos résultats montrent que la proportion des débarquements dans le golfe du Saint-Laurent (divisions 4T et 4R) par rapport au nord-est de Terre-Neuve (divisions 3K et 3L) dépend de la taille du stock (BSR), du gain relatif d'état corporel, ainsi que des variables environnementales liées à la disponibilité de la nourriture. Lorsque la BSR était élevée et que l'état corporel dans la division 4T était mauvais, on observait une plus grande proportion de débarquements dans la division 4R par rapport à la division 4T. On a également observé une plus grande proportion de débarquements dans les divisions 3K et 3L que dans la division 4R lorsque la BSR était élevée (c.-à-d. une plus grande concurrence pour les ressources) et l'état corporel médiocre dans la division 4R. L'augmentation des débarquements dans les divisions 3K et 3L coïncidait également avec les années où *C. finmarchicus* y était plus abondant. Bien que l'on n'ait pas détecté d'effet de la température de la surface de la mer sur les débarquements de maquereau, *C. finmarchicus* est associé à des eaux plus chaudes et, par conséquent, la température de l'eau pourrait limiter la disponibilité de la nourriture dans les divisions 3KL les années plus froides, ainsi que l'accès du maquereau à cette ressource en raison de ses tolérances thermiques strictes. Ces résultats sont semblables aux analyses qui relient la répartition du maquereau dans l'Atlantique Nord-Est et sa récente présence autour de l'Islande aux changements de la BSR, à la température de la surface de la mer et à la disponibilité de la nourriture (Nikolioudakis *et al.* 2019). Ensemble, ces résultats nous indiquent qu'une augmentation des débarquements de maquereau dans une zone donnée après le frai (de la mi-juillet au début du mois de novembre) peut s'expliquer par une plus grande disponibilité de la nourriture (abondance de nourriture et état corporel du maquereau) dans cette région par rapport à une autre (figure S7, tableaux S13-S14).

QUALITÉ DE L'ÉVALUATION

L'utilisation du modèle actuel d'évaluation des stocks a permis de largement prendre en compte bon nombre des principales incertitudes entourant les données qui ont été mises en évidence dans les évaluations précédentes, ainsi que notre connaissance de la dynamique du stock. Bien que des incertitudes demeurent, les tendances de l'état du stock entre les différentes sources de données sont cohérentes et suffisamment importantes pour considérer que l'état du stock est fiable. Les tendances et les conclusions dérivées sont également

cohérentes lorsque différents modèles d'évaluation des stocks et analyses de sensibilité sont réalisés. Cependant, la proportion de maquereaux du contingent nord capturés dans la pêche aux États-Unis n'est pas connue, mais elle est probablement élevée. L'absence de données sur les prises provenant des pêches d'appâts et des pêches récréatives, l'absence ou l'incomplétude des journaux de bord, l'utilisation de bordereaux d'achat moins détaillés plutôt que de journaux de bord, les différents niveaux de vérification à quai entre les régions, et l'absence d'observateurs en mer dans cette pêche sont autant de problèmes importants à résoudre pour améliorer les avis.

CONCLUSIONS ET AVIS

Le contingent nord de maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest se trouve actuellement dans la zone critique telle que définie par le cadre de l'approche de précaution du MPO (MPO 2009) et ce, depuis 2011. Selon le cadre de l'approche de précaution, pendant qu'un stock se trouve dans la zone critique, les mesures de gestion doivent « promouvoir la croissance du stock pour le sortir de la zone critique (c.-à-d. l'amener au-delà du PRL) en veillant à ce que les prélèvements de toutes les pêches soient maintenus au plus bas niveau possible jusqu'à ce que le stock ait quitté cette zone. Il ne doit y avoir aucune tolérance à l'égard d'un appauvrissement évitable. L'objectif reste le même, que le stock soit en baisse, stable ou en croissance ». Les projections du stock présentées dans le tableau 1 permettront aux décideurs de pondérer les compromis entre la taille du stock et les différentes RCP sur trois ans. La qualité des avis pourrait être améliorée si l'on veille à ce que toutes les pêches de maquereau tiennent compte avec exactitude de tous les prélèvements (Van Beveren *et al.*, MPO, Mont-Joli, Québec, comm. pers.).

Ces projections du stock doivent également être prises en compte dans le contexte de la biologie de l'espèce et de l'écosystème dans lequel elle vit. La productivité du stock est actuellement basse en raison des changements dans l'environnement et de l'effondrement de la structure selon l'âge de la population. Il ne faut pas oublier que l'effondrement de la structure selon l'âge est uniquement attribuable à la surpêche. Comme il existe une relation stock-recrutement, le taux de mortalité par pêche, actuellement élevé, et le faible recrutement peuvent entraver la capacité du stock de se renouveler et de croître dans le cadre des règles de contrôle des prises (RCP) en vigueur. La fluctuation du recrutement du maquereau, la croissance des individus pendant la saison estivale et leur répartition devraient continuer de varier en fonction de la disponibilité relative de la nourriture dans une région donnée et d'autres caractéristiques environnementales comme la température de l'eau.

REMERCIEMENTS

L'évaluation du stock de maquereau nécessite la collaboration et la coordination de personnes et de ressources de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick, de l'Île-du-Prince-Édouard, de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve-et-Labrador et des États-Unis. Des fonctionnaires, de simples citoyens et d'autres intervenants ont tous contribué au processus, et il serait impossible de les nommer tous. Nous tenons néanmoins à remercier M. Sean Cox, Ph. D. (Université Simon Fraser) et M. Fan Zhang, Ph. D. (Université Memorial de Terre-Neuve), qui ont agi à titre d'examineurs externes pour cette évaluation du stock. Nous voulons également souligner les contributions de la Garde côtière canadienne et de l'équipage du NGCC *Teleost*, du *Reformar* et du *Coriolis II*; de toutes les personnes qui ont participé et contribué à l'examen par les pairs de la présente évaluation du stock, en particulier Mathieu Desgagnés, qui a agi à titre de président; de nos collègues des régions des Maritimes, du Golfe et de Terre-Neuve-et-Labrador, qui nous ont fourni des données et le code; du personnel de soutien technique à l'Institut Maurice-Lamontagne; du réseau des échantillonneurs au port du MPO; de la division des statistiques du MPO; des membres du

Groupe de travail sur le plan de rétablissement du maquereau et du Comité consultatif sur le maquereau; des gestionnaires nationaux et régionaux des pêches; de nos collègues du NEFSC et de l'OPANO; et enfin de tous les intervenants qui nous ont offert leurs connaissances, le cadre historique ou des échantillons.

RÉFÉRENCES

- Arnold, P.W. 1970. Spawning and aspects of the early life history of the Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in the Gulf of St. Lawrence. B. Sc. Thesis. Acadia University, Wolfville, Nova Scotia. 73 pp.
- Bernier, D., and Lévesque, C. 2000. Preliminary results of the mackerel (*Scomber scombrus* L.) egg survey conducted in 1999 in St. Margarets Bay, Nova Scotia. In [The Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) of NAFO Subareas 2 to 6](#). Chapter 9. Edited by F. Grégoire. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/021. pp. 305-322
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Scarratt, M., Devine, L. and Lehoux, C. 2019. [Chemical and Biological Oceanographic Conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2018](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/059. iv + 64 pp.
- Carter-Lynn, K. 2009. Temporal and spatial variation in community diversity, richness and abundance of ichthyoplankton in coastal Newfoundland over two decades. St. John's, Nfld: Dept. of Biology, Memorial University of Newfoundland.
- Castonguay, M. Plourde, S., Robert, D., Runge, J.A., and Fortier, L. 2008. Copepod production drives recruitment in a marine fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2008, 65(8): 1528-1531.
- Dannevig, A. 1919. Canadian fish-egg and larvae. In Hjort (ed.) *Canadian Fisheries Expedition 1914-1915: Investigations in the Gulf of St. Lawrence and Atlantic waters of Canada*. Department of the Naval Service. Kings Printer, Ottawa, Ontario. 495 pp.
- DFO. 1990. Underutilized Species Workshop Yarmouth, Nova Scotia January 17-18, 1990 Sponsored by Department of Fisheries and Oceans Scotia-Fundy Region Halifax Nova Scotia Proceedings
- DFO. 1993. Offshore/Inshore Fisheries Development, Atlantic Mackerel. Communications Directorate, Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Canada
- DFO. 2009. [Sustainable Fisheries Framework \(SFF\) : A Fishery Decision-Making Framework Incorporating the Precautionary Approach. Guidance for the Development of Rebuilding Plans under the Precautionary Approach Framework: Growing Stocks out of the Critical Zone](#).
- DFO. 2017. [Assessment of the Atlantic Mackerel Stock for the Northwest Atlantic \(Subareas 3 and 4\) in 2016](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2017/034.
- DFO. 2018. [Update of the projections for Atlantic mackerel \(subareas 3 and 4\)](#). DFO Can. Sci. Adv. Sec. Sci. Rep. 2018/024.
- DFO. 2019a. [Oceanographic Conditions in the Atlantic Zone in 2018](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2019/034.
- DFO. 2019b. [Assessment of the Atlantic Mackerel stock for the Northwest Atlantic \(Subareas 3 and 4\) in 2018](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2019/035
- Doniol-Valcroze, T., Van Beveren, E., Légaré, B., Girard, L., and Castonguay, M. 2019. [Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) in NAFO Subareas 3 and 4 in 2016](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/062. v + 51 p.

-
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Lefaivre, D. and Lafleur, C. 2019. [Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence during 2018](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/046. iv + 79 p
- Gavaris, S., and Gavaris, C.A. 1983. Estimation of catch at age and its variance for groundfish stocks in the Newfoundland regions. in Doubleday, W.G., and Rivard, D. (Editors). Sampling Commercial Catches of Marine Fish and Invertebrates. Can. Spec. Pub. Fish. Aq. Sci. 66.
- Girard, L. 2000. Identification of mackerel (*Scomber scombrus* L.) eggs sampled during abundance surveys in the southern Gulf of St. Lawrence. Chapter 4. in Grégoire, F. (Editor). [The Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) of NAFO Subareas 2 to 6](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/021. Pp. 119-138.
- Grégoire, F., and Faucher, S. 2006. [Distribution and abundance of the Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) eggs for the ichthyoplankton surveys conducted in the southern Gulf of St. Lawrence between 1976 to 1979](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/099.
- Grégoire, F., and Lafleur, C. 2006. [Distribution and abundance of the Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) eggs for the ichthyoplankton surveys conducted in the southern Gulf of St. Lawrence between 1965 to 1975](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/098.
- Grégoire, F., Bernier, D., and Hurtubise, S. 2000. Update (1960-1994) of the Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) catches made by foreign vessels in NAFO subareas 3 to 6. Chapter 2. in Grégoire, F. (Editor). [The Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) of NAFO Subareas 2 to 6](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/021. pp. 31-50.
- Grégoire, F., Barry, W., Barry, J., Gregan, O., Lévesque, C., Beaulieu, J.-L., and Gendron, M.-H. 2008. [Assessment of the Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) spawning stock biomass from the data of the ichthyoplankton surveys made on the west coast of Newfoundland in 2004 and 2005](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/039.
- Grégoire, F., Barry, W., Barry, J.-J., Barry, J., Lévesque, C., Beaulieu, J.-L., and Gendron, M.-H. 2009a. Calculation of the Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus* L.) Spawning Biomass from the Ichthyoplankton Surveys Conducted on the West Coast of Newfoundland in July 2007 and 2008. Transboundary Resources Assessment Committee (TRAC). Ref. Doc. 2009/09.
- Grégoire, F., Shepherd, N., and Sutherland, S. J. 2009b. Inter-laboratory ageing exchange of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) otoliths for the 2009 Transboundary Resources Assessment Committee. Transboundary Resources Assessment Committee (TRAC). Ref. Doc. 2009/008. 9 pp.
- Grégoire, F., Beaulieu, J.-L., Gendron, M.-H., and LeBlanc, D. 2012. [Results of the Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus* L.\) egg survey conducted on the Scotian Shelf and Newfoundland's South Coast in 2009](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/127.
- Grégoire, F., Girard, L., and Boudreau, M. 2014. [La pêche au maquereau bleu \(*Scomber scombrus* L.\) dans les sous-régions 3 et 4 de l'OPANO en 2013](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/077. vi + 119 p.
- Isermann, D.A. and Knight, C.T. 2005. A computer program for age-length keys incorporating age assignment to individual fish. North Amer. J. Fish. Manag. 25:11531160.
- Kimura, D.K. 1977. Statistical assessment of the age-length key. J. Fish. Res. Board Can., 34:317324.
-

-
- Kohler, A.C., Faber, D.J. and McFarlane, N.J.. 1974a. Eggs, larvae and juveniles of fishes from plankton collections in the Gulf of St. Lawrence during 1965, 1966 and 1967. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. No. 285, 164 pp.
- Kohler, A. C., Faber, D.J. and McFarlane, N.J. 1974b. Eggs, larvae and juveniles of fishes from plankton collections in the Gulf of St. Lawrence during 1968. Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep. 490, 105 pp.
- Kohler, A. C., Faber, D.J. and McFarlane, N.J. 1975. Eggs, larvae and juveniles of fishes from plankton collections in the Gulf of St. Lawrence during 1969. Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep. 521, 154 pp.
- Kohler, A. C., Faber, D.J. and McFarlane, N.J. 1976. Eggs, larvae and juveniles of fishes from plankton collections in the Gulf of St. Lawrence during 1970-1971. Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep. 645, 139 pp.
- Kohler, A. C., Faber, D.J. and McFarlane, N.J. 1977. Eggs, larvae and juveniles of fishes from plankton collections in the Gulf of St. Lawrence during 1972 to 1975. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 747, 180 pp.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., and Bell, B.M. 2016. TMP: Automatic Differentiation and Laplace Approximation. J. Statistical Software. 70(5). doi: 10.18637/jss.v070.i05
- Lockwood, S. J., Nichols, J. H., and Coombs, S. H. 1977. The development rates of mackerel (*Scomber scombrus* L.) eggs over a range of temperatures. ICES CM 1977/J: 13. 13 pp.
- Maguire, J.-J. 1981. Maturité, fécondité, ponte et évaluation de la taille reproducteur du maquereau atlantique (*Scomber scombrus*) dans le Golfe du Saint-Laurent. Thèse de M. Sc. Université Laval, Québec.
- Mbaye, B., Doniol-Valcroze, T., Brosset, P., Castonguay, M. Van Beveren, E., Smith, A., Lehoux, C., Brickman, D., Wang, Z., and Plourde, S. 2019. Modelling Atlantic mackerel spawning habitat suitability and its future distribution in the Northwest Atlantic. Fish. Oceanogr. 10.1111/fog.12456.
- Moores, J.A., Winters, G.H., and Parsons, L.S. 1975. Migrations and biological characteristics of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) occurring in Newfoundland waters. J. Fish. Res. Board Can. 32:1347-1357.
- Nakashima, B.S., and Mowbray, F.K. 2014. [Capelin \(*Mallotus villosus*\) recruitment indices in NAFO Division 3KL](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/091 v + 27 p.
- Nikolioudakis, N., Skaug, H.J., Olafsdottir, A.H., Jansen, T., Jacobsen, J.A., and Enberg, K. 2019. Drivers of the summer-distribution of Northeast Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) in the Nordic Seas from 2011 to 2017; a Bayesian hierarchical modelling approach. ICES J. Mar. Sci. 76(2): 530-548.
- Northeast Fisheries Science Center (NEFSC). 2017. 64th Northeast Regional Stock Assessment Workshop (64th SAW) Assessment Report. Northeast Fish Sci. Cent. Ref. Doc. 18-03.
- Ogle, D.H. 2015. Introductory Fisheries Analyses with R. Chapman and Hall/CRC. USA.
- Olla, B.L., and Bejda, A.J. 1976. Swimming speeds of Atlantic mackerel, *Scomber scombrus*, under laboratory conditions: relation to capture by trawling. ICNAF Res.Doc. 76/XII/143.
- Ouellet, P. 1987. [Mackerel \(*Scomber scombrus*\) egg abundance in the southern Gulf of St. Lawrence from 1979 to 1986, and the use of the estimate for stock assessment](#). CAFSAC Res. Doc. 87/62, 40 p.
-

-
- Parsons, L.S., and Hodder, V.M. 1970. Occurrence of juvenile and spawning Atlantic mackerel in southeastern Newfoundland coastal waters.. J. Fish. Res. Board Can. 27: 2097-2100.
- Patterson, B. 2014. Study of the small pelagic fisheries for Atlantic herring and Atlantic mackerel on the west coast of Newfoundland (NAFO Division 4R). Project Report. Memorial University of Newfoundland, St. John's, Newfoundland.
- Pelletier, L. 1986. Fécondité du maquereau bleu, *Scomber scombrus* L., du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1467: v + 37 p.
- Pinhorn, A.T. [ed.] 1976. Living marine resources of Newfoundland—Labrador : status and potential. Bull. Fish. Res. Board Can. 194: 64 p.
- Plourde, S., Grégoire, F., Lehoux, C., Galbraith, P., Castonguay, M., and Ringuette, M. 2015. Effect of environmental variability on body condition and recruitment success of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in the Gulf of St. Lawrence. Fish. Oceanogr. 24: 347-363.
- R Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ringuette, M., Castonguay, M., Runge, J.A., and Grégoire, F. 2002. Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) recruitment fluctuations in relation to copepod production and juvenile growth. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 646-656.
- Runge, J.A., Castonguay, M., De Lafontaine, Y., Ringuette, M., and Beaulieu J.-L. 2001. Covariation in climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern Gulf of St Lawrence. Fish. Oceanogr. 8. 139-149. 10.1046/j.1365-2419.1999.00095.x.
- SAS Institute Inc. 2011. Base SAS® 9.3 Procedures Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Sette, O.E. 1943. Biology of the Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) of North America. Part 1. Early history. U.S. Fish. Wildlife Service. Fish. Bull. 38(50): 149-237.
- Shackell, N.L. and Frank, K.T. 2000. Larval fish diversity on the Scotian Shelf. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 57. 1747-1760.
- Shikon, V., Pepin, P., Schneider, D.C., Castonguay, M., and Robert, D. 2019. Spatiotemporal variability in Newfoundland capelin (*Mallotus villosus*) larval abundance and growth: Implications for recruitment. Fish. Res. 218: 237-245.
- Sparks, M. I. 1929. The Spawning and Development of Mackerel on the Outer Coast of Nova Scotia. Can. Biol. Fish. No. 28.
- Templeman, W. and Fleming, A.M. 1953. Long Term Changes in Hydrographic Conditions and Corresponding Changes in the Abundance of Marine Animals. ICNAF Annu. Proc. Vol 3: 79-86.
- Trenkel, V.M., Huse, G., MacKenzie, B.R., Álvarez, P., Arrizabalaga, H., Castonguay, M., Goñi, N., Grégoire, F., Hátún, H., Jansen, T., Jacobsen, J.A., Lehodey, P., Lutcavage, M., Mariani, P., Melvin, G.D., Neilson, J.D., Nøttestad, L., Oskarsson, G.J., Payne, M.R., Richardson, D.E., Senina, I., and Speirs, D.C. 2014. Comparative ecology of widely distributed pelagic fish species in the North Atlantic: implications for modelling climate and fisheries impacts. Progress in Oceanography. 129: 219-243.
- Van Beveren, E., Duplisea, D., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., Plourde, S., and Cadigan, N. 2017a. How catch underreporting can bias stock assessment of and advice for northwest Atlantic mackerel and a possible resolution using censored catch. Fish. Res. 194. 146-154. 10.1016/j.fishres.2017.05.015.
-

-
- Van Beveren, E., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., and Duplisea, D. 2017b. [Results of an informal survey of Canadian Atlantic mackerel commercial, recreational and bait fishers.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/029. v + 26 p
- Wickham, H. 2019. Package 'modelr' v.0.1.4.: Modelling Functions that Work with the Pipe. R package version 3.5.
- Wood, S.N. 2008. Fast stable direct fitting and smoothness selection for generalized additive models. J. Royal Statistical Soc. (B) 70(3):495-518.

ANNEXE I - TABLEAUX SUPPLÉMENTAIRES

*Tableau S1. Débarquements annuels (t) dans la zone économique exclusive du Canada de 1960 à 2018**.*

<i>Année</i>	<i>Flottille canadienne</i>	<i>Flottille étrangère</i>	<i>Total</i>	<i>Année</i>	<i>Flottille canadienne</i>	<i>Flottille étrangère</i>	<i>Total</i>
1960	5 888	0	5 888	1990	19 190	3 796	22 986
1961	5 458	11	5 469	1991	24 914	597	25 511
1962	6 901	64	6 965	1992	24 307	2 255	26 562
1963	6 363	99	6 462	1993	26 158	690	26 848
1964	10 786	174	10 960	1994	20 564	49	20 613
1965	11 185	405	11 590	1995	17 706	62	17 768
1966	11 577	1 244	12 821	1996	20 394	76	20 470
1967	11 181	62	11 243	1997	21 309	116	21 425
1968	11 118	9 720	20 838	1998	19 334	10	19 344
1969	13 257	5 379	18 636	1999	16 561	12	16 573
1970	15 710	5 296	21 006	2000	16 080	26	16 106
1971	14 942	9 554	24 496	2001	24 336	11	24 347
1972	16 253	6 107	22 360	2002	34 755	7	34 762
1973	21 566	16 984	38 550	2003	44 736	12	44 748
1974	16 701	27 954	44 655	2004	53 650	15	53 665
1975	13 540	22 718	36 258	2005	54 726	-	54 726
1976	15 746	17 319	33 065	2006	53 554	3	53 557
1977	19 852	2 913	22 765	2007	53 275	-	53 275
1978	25 429	470	25 899	2008	29 511	4	29 515
1979	30 244	368	30 612	2009	42 206	42	42 248
1980	22 135	161	22 296	2010	38 650	1	38 651
1981	19 294	61	19 355	2011	11 485	-	11 485
1982	16 380	3	16 383	2012	6 844	2	6 846
1983	19 797	9	19 806	2013	8 674	1	8 675
1984	17 320	913	18 233	2014	6 679	-	6 679
1985	29 855	1 051	30 906	2015	4 272	1	4 273
1986	30 325	772	31 097	2016	8 050	2	8 052
1987	27 488	71	27 559	2017*	9 430	3	9 433
1988	24 060	956	25 016	2018*	10 499	-	10 499
1989	20 795	346	21 141				

* Les valeurs pour 2017 et 2018 sont provisoires.

** Sous-zones 2 à 4 de l'OPANO et petites portions de la sous-zone 5.

Tableau S2. Débarquements annuels (t) par province de 1985 à 2018.

Année	Nouveau-Brunswick	Terre-Neuve-et-Labrador	Nouvelle-Écosse	Île-du-Prince-Édouard	Québec
1985	3 269	15 339	6 175	2 489	2 179
1986	3 723	2 700	4 351	4 943	3 004
1987	2 789	13 154	5 237	3 566	2 753
1988	4 308	6 399	6 450	2 611	3 662
1989	3 185	5 233	5 218	2 775	2 252
1990	3 614	4 087	9 182	2 458	1 971
1991	2 137	8 380	8 115	3 922	3 256
1992	1 748	6 915	8 831	2 299	3 480
1993	1 916	8 177	6 512	4 562	2 971
1994	1 879	2 775	7 792	4 441	3 529
1995	2 206	2 919	6 681	2 518	3 382
1996	2 684	3 857	5 517	4 018	4 317
1997	1 990	1 188	5 669	6 693	5 769
1998	1 682	2 240	4 562	6 784	4 066
1999	1 373	1 445	4 797	3 842	5 104
2000	972	4 406	4 547	4 134	2022
2001	2 199	8 981	4 058	5 886	3 212
2002	2 182	17 982	3 989	6 181	4 421
2003	1 734	26 675	7 187	4 543	4 597
2004	1 419	39 732	5 642	4 878	1979
2005	1 044	42 589	4 926	4 946	1 221
2006	1 489	44 121	2 586	3 540	1 818
2007	1 419	44 486	2 837	2 782	1 750
2008	1 202	22 885	1 955	1 606	1 863
2009	1 762	34 218	1 453	2 457	2 316
2010	1 256	33 114	668	1 903	1 709
2011	903	7 317	416	1 505	1 345
2012	780	2 618	683	1 485	1 278
2013	766	5 169	450	836	1453
2014	449	3 432	769	527	1502
2015	571	701	1 183	635	1 182
2016	199	4 631	1 434	821	966
2017*	408	2 648	2 461	2 702	1 211
2018*	362	5 625	1 464	1 808	1 239

* Les valeurs pour 2017 et 2018 sont provisoires.

Tableau S3. Débarquements annuels (t) par région du MPO de 1985 à 2018.

Année	Golfe	Terre-Neuve	Québec	Maritimes	Total	Proportion (%)			
						Golfe	Terre-Neuve	Québec	Maritimes
1985	6 125	14 883	2 179	6 265	29 452	21	51	7	21
1986	8 518	2 400	3 004	4 799	18 721	45	13	16	26
1987	9 611	9 902	2 753	5 233	27 499	35	36	10	19
1988	9 469	4 234	3 662	6 065	23 431	40	18	16	26
1989	9 686	1 911	2 252	4 814	18 663	52	10	12	26
1990	9 634	1 208	1 971	8 499	21 312	45	6	9	40
1991	14 451	834	3 256	7 270	25 810	56	3	13	28
1992	9 888	1 283	3 480	8 622	23 273	42	6	15	37
1993	6 932	8 177	2 971	6 058	24 138	29	34	12	25
1994	6 765	2 775	3 529	7 347	20 417	33	14	17	36
1995	4 831	2 919	3 382	6 574	17 706	27	16	19	37
1996	7 049	3 857	4 317	5 170	20 394	35	19	21	25
1997	9 590	1 188	5 769	4 762	21 309	45	6	27	22
1998	8 676	2 240	4 066	4 353	19 334	45	12	21	23
1999	5 462	1 445	5 104	4 550	16 561	33	9	31	27
2000	5 294	4 406	2 022	4 359	16 080	33	27	13	27
2001	9 030	8 981	3 212	3 113	24 336	37	37	13	13
2002	10 162	17 982	4 421	2 190	34 755	29	52	13	6
2003	9 727	26 675	4 597	3 737	44 736	22	60	10	8
2004	7 725	39 732	1 979	4 214	53 650	14	74	4	8
2005	8 233	42 589	1 221	2 683	54 726	15	78	2	5
2006	6 013	44 121	1 818	1 603	53 554	11	82	3	3
2007	4 681	44 486	1 750	2 357	53 275	9	84	3	4
2008	3 593	22 885	1 863	1 170	29 511	12	78	6	4
2009	4 556	34 218	2 316	1 116	42 206	11	81	5	3
2010	3 273	33 114	1 709	554	38 650	8	86	4	1
2011	2 415	7 317	1 345	409	11 485	21	64	12	4
2012	2 256	2 618	1 278	692	6 844	33	38	19	10
2013	1 648	5 169	1 453	403	8 674	19	60	17	5
2014	1 042	3 432	1 502	702	6 679	16	51	22	11
2015	1 218	701	1 182	1 171	4 272	29	16	28	27
2016	1 241	4 631	966	1 213	8 050	15	58	12	15
2017*	3 560	2 648	1 211	2 012	9 430	38	28	13	21
2018*	2 260	5 625	1 239	1 375	10 499	22	54	12	13

* Les valeurs pour 2017-2018 sont provisoires. Les valeurs peuvent ne pas correspondre en raison des erreurs d'arrondissement.

Période	Proportion moyenne			
	Golfe	Terre-Neuve	Québec	Maritimes
Avant 1999	39	17	16	28
Après 1999	20	59	11	10

Tableau S4. Débarquements annuels (t) par division de l'OPANO de 1985 à 2018.

Année	2GJ	3K	3L	3PO	4R	4S	4T	4V	4W	4X	5YZ**	S.O.***	Total
1985	0	9 559	4 961	701	118	68	7 780	1701	596	3 968	0	0	29 452
1986	1	1 374	995	132	198	178	11 039	972	500	3 333	0	0	18 721
1987	2	7 044	2 689	177	3 242	101	9 010	1 347	836	3 050	0	0	27 499
1988	0	3 384	812	51	2 152	34	10 939	1807	729	3 523	0	0	23 431
1989	0	1634	217	63	3 319	50	8 567	1685	264	2 864	0	0	18 663
1990	2	798	315	97	2 875	19	8 707	2 402	3 000	3 098	0	0	21 312
1991	0	690	52	97	7 541	22	10 138	2 386	1756	3 128	0	0	25 810
1992	0	1 259	20	56	5 580	28	7 708	1 345	2 535	4 743	0	0	23 273
1993	0	3 725	380	0	4 072	74	9 837	1579	438	4 032	0	0	24 138
1994	0	16	6	20	2 697	73	10 258	1671	700	4 976	0	0	20 417
1995	0	11	11	90	2 807	30	8 184	1475	622	4 477	0	0	17 706
1996	0	3	0	60	3 794	9	11 358	1591	1 182	2 398	0	0	20 394
1997	0	0	0	8	1 181	1	15 358	838	716	3 208	0	0	21 309
1998	0	0	0	65	2 175	1	12 739	554	138	3 662	0	0	19 334
1999	0	0	0	7	1 438	2	10 562	762	126	3 663	0	0	16 561
2000	13	2 317	55	20	2001	0	7 005	576	120	3 663	1	311	16 080
2001	0	322	10	273	8 375	16	11 915	125	248	2 743	0	308	24 336
2002	0	6 566	3	162	11 251	2	14 251	308	115	1771	0	326	34 755
2003	0	588	0	149	25 938	0	14 107	60	9	3 669	0	217	44 736
2004	0	15 964	58	78	23 631	0	9 342	13	59	4 143	0	362	53 650
2005	0	24 170	4 105	238	14 077	35	9 234	126	36	2 521	0	186	54 726
2006	0	19 050	7 932	266	16 872	76	7 755	224	75	1 304	0	0	53 554
2007	0	8 672	10 659	381	24 777	19	5 759	370	59	1928	0	651	53 275
2008	0	8 974	4	166	13 741	23	4 884	111	63	997	0	549	29 511
2009	0	6 883	39	5 387	21 909	64	6 652	55	65	980	16	157	42 206
2010	0	12 874	830	5 541	13 869	123	4 702	7	129	418	0	158	38 650
2011	0	426	61	1544	5 286	107	3 542	2	18	390	0	112	11 485
2012	78	128	3	149	2 261	304	3 129	150	177	365	0	101	6 844
2013	44	191	0	26	4 909	245	2 759	146	17	241	0	97	8 674
2014	0	6	25	246	3 155	20	2 389	143	220	339	0	135	6 679
2015	0	208	54	0	438	29	2 234	58	186	682	245	137	4 272
2016	0	2 795	0	0	1836	62	1987	124	149	939	1	158	8 050
2017*	1	1 160	0	45	1 443	139	4 629	156	288	1 435	133	3	9 430
2018*	74	5 336	3	0	211	467	3 015	118	112	1 143	2	14	10 499

* Les valeurs pour 2017-2018 sont provisoires. Les valeurs peuvent ne pas correspondre en raison des erreurs d'arrondissement.

** De petites parties de la ZEE du Canada se trouvent dans les divisions 5YZ de l'OPANO.

*** Données géospatiales manquantes.

Tableau S5. Nombre de poissons mesurés dans les échantillons commerciaux, par division de l'OPANO. Il convient de noter que ces nombres ne comprennent pas les données indépendantes des pêches.

Année	3KL	3P	4R	4S	4T	4V	4W	4X5YZ	Total
1973	-	-	-	-	1497	1544	148	756	3 945
1974	-	-	-	-	385	388	329	898	2000
1975	-	-	-	-	740	333	195	1 051	2 319
1976	-	-	-	-	6 056	2 926	-	8 400	17 382
1977	-	-	-	-	4 467	1 443	441	9 542	15 893
1978	-	-	-	-	4 854	2 298	2084	4 248	13 484
1979	-	-	-	-	10 322	1588	900	3 984	16 794
1980	-	-	-	-	7 293	1827	718	4 123	13 961
1981	-	-	-	-	5 828	679	244	5 019	11 770
1982	-	-	-	-	3 651	503	204	6 817	11 175
1983	1 919	192	862	-	788	296	615	1 133	5 805
1984	1 547	81	2 181	-	20 524	155	67	178	24 733
1985	1 698	50	988	-	14 986	-	-	289	18 011
1986	1 912	184	856	203	11 322	-	-	-	14 477
1987	903	101	5 028	-	14 255	50	716	68	21 121
1988	919	158	2 669	-	19 086	551	167	2 652	26 202
1989	1 110	109	2 362	-	19 250	767	205	522	24 325
1990	515	56	2 700	-	9 179	158	23	-	12 631
1991	263	145	4 742	-	7 849	251	-	1 440	14 690
1992	393	97	5 508	-	7 715	-	-	-	13 713
1993	514	41	4 384	-	8 812	312	-	98	14 161
1994	93	99	3 019	-	8 496	533	1 103	318	13 661
1995	-	-	3 177	420	11 397	2 407	990	1 088	19 479
1996	-	50	3 510	288	7 823	2 413	261	407	14 752
1997	-	-	529	-	11 944	1556	-	195	14 224
1998	-	-	-	-	12 322	2 190	-	701	15 213
1999	-	-	256	-	13 444	1784	-	675	16 159
2000	1 762	-	588	-	10 098	2 338	-	590	15 376
2001	-	-	4 034	306	11 725	3 190	2 354	221	21 830
2002	729	-	3 949	-	11 918	1900	-	-	18 496
2003	-	-	5 830	-	11 681	3 750	102	181	21 544
2004	2 599	127	2 951	-	9 849	1808	-	5 836	23 170
2005	1 921	199	2 453	214	9 784	1642	-	3 061	19 274
2006	4 092	142	2 968	201	11 077	2 185	-	-	20 665
2007	2 152	219	4 467	-	9 239	1680	-	452	18 209
2008	342	113	1 344	173	9 415	283	-	1 097	12 767
2009	718	748	3 372	447	8 586	1664	849	-	16 384
2010	4 100	774	3 556	802	9 010	-	-	294	18 536
2011	657	328	3 279	597	5 771	-	-	446	11 078
2012	590	184	2 782	585	5 399	-	-	-	9 540
2013	-	-	1 195	554	5 322	-	-	-	7 071
2014	-	-	2 000	-	6 913	-	-	-	8 913
2015	582	-	202	185	7 513	-	-	-	8 482
2016	1 071	-	1548	423	9 388	-	-	314	12 744
2017	-	-	1 374	640	11 397	-	-	-	13 411
2018	687	-	416	1 205	8 180	488	428	1 096	12 500

Tableau S6. Nombre d'échantillons commerciaux reçus, par division de l'OPANO (généralement un échantillon = 100 poissons dont la longueur a été mesurée, et un sous-échantillon constitué de deux poissons par classe de longueur [5 mm], envoyé pour la mesure des caractères biologiques). Il convient de noter que ces nombres ne comprennent pas les données indépendantes des pêches.

Année	3KL	3P	4R	4S	4T	4V	4W	4X5YZ	Total	
1973	0	-	-	-	-	29	21	6	20	76
1974	0	-	-	-	-	6	9	7	14	36
1975	0	-	-	-	-	15	5	7	19	46
1976	0	-	-	-	-	24	15	-	36	75
1977	0	-	-	-	-	23	8	1	26	58
1978	0	-	-	-	-	27	12	9	21	69
1979	0	-	-	-	-	44	8	5	21	78
1980	0	-	-	-	-	34	12	6	21	73
1981	0	-	-	-	-	33	5	2	15	55
1982	0	-	-	-	-	23	4	1	30	58
1983	32	5	12	-	-	19	3	5	8	84
1984	31	2	5	-	-	50	4	2	5	99
1985	32	1	4	-	-	38	-	-	8	83
1986	35	4	3	1	-	28	-	-	-	71
1987	16	2	18	-	-	46	1	7	1	91
1988	16	4	10	-	-	27	4	1	12	74
1989	22	4	8	-	-	39	4	2	5	84
1990	10	1	9	-	-	26	5	1	-	52
1991	6	4	14	-	-	20	4	-	7	55
1992	8	2	18	-	-	22	-	-	-	50
1993	12	2	12	-	-	23	7	-	2	58
1994	2	2	11	-	-	27	2	3	2	49
1995	0	-	11	2	-	33	8	4	5	63
1996	0	1	9	1	-	24	8	1	2	46
1997	0	-	2	-	-	33	6	-	1	42
1998	0	-	-	-	-	34	7	-	2	43
1999	0	-	2	-	-	40	9	-	3	54
2000	11	-	2	-	-	26	9	-	3	51
2001	0	-	12	2	-	29	13	8	1	65
2002	8	-	9	-	-	30	7	-	-	54
2003	0	-	15	-	-	35	14	1	1	66
2004	15	2	7	-	-	23	7	-	20	74
2005	16	3	7	1	-	37	7	-	17	88
2006	33	3	8	1	-	40	8	-	-	93
2007	38	3	14	-	-	37	5	-	2	99
2008	9	2	3	1	-	40	8	-	5	68
2009	13	3	9	2	-	30	8	3	-	68
2010	38	3	13	4	-	36	-	-	1	95
2011	13	5	10	3	-	22	-	-	2	55
2012	13	3	11	3	-	22	-	-	-	52
2013	0	-	4	3	-	26	-	-	-	33
2014	0	-	5	-	-	30	-	-	-	35
2015	2	-	1	1	-	25	-	-	-	29
2016	3	-	3	2	-	35	-	-	2	45
2017	0	-	4	4	-	41	-	-	-	49
2018	2	-	2	6	-	37	3	8	11	69

Tableau S7. Équations et paramètres du modèle ($a = \text{âge}$, $y = \text{année}$). F_y est modélisé comme un trajet aléatoire avec un écart σ_{F_y} , $N_{a,y}$ comme une distribution normale multivariée avec un écart σ_N , et on présume que les erreurs autour de l'indice du relevé log-transformé et des prises selon l'âge à transformation logit du rapport de continuité sont normales (avec les paramètres σ_s^2 et $\sigma_{crl_a}^2$, respectivement) alors que les prises annuelles totales ont une log-vraisemblance censurée (avec $\sigma_c = 0.01$, équation 3,3). La sélectivité de la pêche (sur une échelle logit) est maximale aux âges 5 et au-delà (seules Sel_1 à Sel_4 sont estimées). Trois valeurs de σ_{crl}^2 sont estimées ($\sigma_{crl_1}^2$, $\sigma_{crl_{2,8,9}}^2$, $\sigma_{crl_{2,\dots,7}}^2$). $M_{a,y}$ = mortalité naturelle, U_y = limite supérieure des prises, L_y = limite inférieure des prises, $\varepsilon_{a,y}^N$ = erreur de processus.

Équations		
Paramètre	Formule	N°
Abondance de la cohorte	$N_{1,y} = \frac{\alpha SSB_{y-1}}{1 + \beta SSB_{y-1}} \exp(\varepsilon_{1,y}^N)$	1.1
	$N_{a,y} = N_{a-1,y-1} \exp(-Z_{a-1,y-1} + \varepsilon_{a,y}^N)$	1.2
	$N_{A,y} = [N_{A-1,y-1} \exp(-Z_{A-1,y-1}) + N_{A,y-1} \exp(-Z_{A,y-1})] \exp(\varepsilon_{A,y}^N)$	1.3
Taux de mortalité	$F_y = F_{y-1} \exp(\varepsilon_y^F)$	2.1
	$F_{a,y} = F_a F_y$	2.2
	$Z_{a,y} = F_{a,y} + M_{a,y}$	2.3
Prises (t)	$C_{a,y} = N_{a,y} \frac{F_{a,y}}{Z_{a,y}} [1 - \exp(-Z_{a,y})] \exp(\varepsilon_{a,y}^C)$	3.1
	$C_y = \sum_{a=1}^A C_{a,y} Weight_{a,y}$	3.2
	$l(L_1, \dots, L_Y; \theta) = \sum_{y=1}^Y \log \left\{ \phi_N \left[\frac{\log(U_y/C_y)}{\sigma_c} \right] - \phi_N \left[\frac{\log(L_y/C_y)}{\sigma_c} \right] \right\}$	3.3
BSR du relevé	$SSB_y = q \sum_{a=1}^A N_{a,y} \exp(-Z_{a,y} t_s) Weight_{a,y} PropMature_{a,y}$	4.1
BSR du stock	$SSB_y = \sum_{a=1}^A N_{a,y} Weight_{a,y} PropMature_{a,y}$	5.1
Paramètres		
Paramètre	Définition	Type
$N_{a,y}$	Abondance du stock	Aléatoire
F_y	Mortalité par pêche	Aléatoire
α	Coefficient de stock-recrutement	Fixe
β	Coefficient de stock-recrutement	Fixe
Sel_a	Sélectivité de la pêche	Fixe
q	Capturabilité dans l'indice du relevé	Fixe
σ_N^2	Erreur de processus	Fixe
σ_{F_y}	Écart annuel de la mortalité par pêche	Fixe
$\sigma_{crl_a}^2$	Erreur de mesure des prises selon l'âge	Fixe
σ_s^2	Erreur de mesure du relevé	Fixe

Tableau S8. Paramètres estimés du modèle.

Paramètre	par	écart-type
$\log q$	0,53	0,11
$\log \sigma_{F_y}$	-1,12	0,11
$\log \sigma_{N_1}^2$	-0,33	0,19
$\log \sigma_{N_2-10}^2$	-0,89	0,09
$\log \sigma_{crl_1}^2$	0,76	0,1
$\log \sigma_{crl_{2,8,9}}^2$	-0,08	0,1
$\log \sigma_{crl_{2,\dots,7}}^2$	-0,5	0,07
$\log \sigma_s^2$	-0,31	0,08
$\log \alpha$	1,42	0,51
$\log \beta$	-10,66	0,76
logitSel_1	-3,07	0,35
logitSel_2	-1,12	0,2
logitSel_3	0,12	0,23
logitSel_4	0,73	0,29

Tableau S9. Sommaire de la sortie du modèle censuré d'évaluation des stocks d'après les prises selon l'âge.

Année	BSR (t)	Recrutement (milliers de poissons d'âge 1)	F ₅₋₁₀	Prises (milliers de poissons)	Exploitation (%)	Âge moyen	BSR en % du PRL
1968	178 914,1	1 175 678	0,13	15 127,79	7,45	1,89	388,01
1969	211 096,7	146 755,6	0,13	19 492,19	8,13	2,8	457,8
1970	190 697,7	206 534,2	0,13	19 462,23	8,99	3,18	413,56
1971	195 163,6	108 821,8	0,14	21 390,48	9,65	3,71	423,25
1972	213 976,6	171 203,8	0,15	27 810,19	11,45	3,91	464,04
1973	160 729,3	245 404,9	0,19	24 614,56	13,49	3,31	348,57
1974	157 677,6	348 003,4	0,17	21 203,93	11,84	2,88	341,95
1975	192 042,3	419 898	0,15	18 660,68	8,56	2,66	416,48
1976	225 899,4	215 059	0,14	19 698,61	7,68	2,96	489,9
1977	313 080,1	75 035,52	0,13	27 048,11	7,61	3,6	678,97
1978	374 942,4	66 762,32	0,13	35 641,51	8,37	4,33	813,13
1979	328 921,5	155 915,9	0,13	37 540,35	10,05	4,46	713,32
1980	296 742,3	87 163,41	0,13	31 674,44	9,4	4,69	643,54
1981	245 286,7	157 788,5	0,14	26 527,65	9,53	4,33	531,95
1982	229 100,7	266 270,9	0,14	24 573,46	9,45	3,69	496,84
1983	219 702,7	511 683,9	0,15	24 219,92	9,71	2,88	476,46
1984	234 484,5	99 097,57	0,15	24 775,56	9,31	3,08	508,52
1985	439 711,4	158 273,8	0,16	40 912,19	8,2	3,4	953,59
1986	409 117,2	115 192,5	0,15	42 997,19	9,26	3,81	887,24
1987	367 096,3	108 662,7	0,15	45 336,57	10,88	4,31	796,11
1988	364 885,2	280 489,2	0,14	41 882,74	10,11	4,17	791,32
1989	385 903,2	354 918,5	0,14	39 307,87	8,97	3,69	836,9
1990	407 816,1	161 710,5	0,17	44 360,65	9,58	3,9	884,42
1991	365 407,1	182 170,1	0,2	46 937,09	11,31	3,86	792,45
1992	279 155,1	157 009	0,23	44 862,98	14,16	3,97	605,4
1993	217 538,7	43 139,56	0,28	44 009,2	17,82	4,26	471,77
1994	173 238,1	151 716,5	0,34	41 732,25	21,22	3,91	375,7
1995	135 381,6	163 349,2	0,4	35 832,88	23,31	3,3	293,6
1996	120 361,8	138 413,8	0,52	37 100,37	27,15	3,08	261,03
1997	111 368	174 385	0,65	36 282,11	28,7	2,62	241,52
1998	94 175,59	83 017,68	0,78	33 217,25	31,07	2,66	204,24
1999	80 132,91	116 760,2	0,94	35 382,21	38,89	2,52	173,78
2000	99 535,97	431 647,4	1,05	31 275,51	27,68	1,63	215,86
2001	149 657	100 103,8	0,98	43 832,52	25,8	2,1	324,56
2002	177 452,1	101 957	0,82	61 470,5	30,51	2,68	384,84
2003	186 963,6	200 881,8	0,81	73 532,55	34,64	2,86	405,46
2004	163 325,5	309 526,3	0,85	75 501,7	40,72	2,52	354,2
2005	152 034,5	174 744,5	0,96	72 988,71	42,29	2,6	329,71
2006	170 627,5	237 481,6	1,06	75 327,59	38,89	2,47	370,03
2007	148 522,1	86 610,5	1,12	66 775,96	39,6	2,71	322,1
2008	108 105,6	160 259,2	1,11	53 927,23	43,94	2,54	234,45
2009	90 811,3	156 424,7	1,46	53 440,28	51,83	2,4	196,94
2010	64 494,33	45 966,18	1,91	46 175,76	63,06	2,57	139,87
2011	35 538,36	97 881,18	2,02	22 696	56,25	2	77,07
2012	31 014,52	65 484,74	1,75	15 575,39	44,23	1,88	67,26
2013	30 962,36	49 285,45	1,38	14 422,66	41,03	2,06	67,15
2014	31 604,19	59 251,92	1,12	13 211,44	36,82	2,08	68,54
2015	27 270,41	82 838,06	1,06	10 690,95	34,53	1,88	59,14
2016	27 350,21	164 390,6	1,06	11 217,57	36,13	1,6	59,31
2017	33 480,44	25 246,35	1,13	17 623,9	46,37	2,21	72,61
2018	35 692,23	61 377,4	1,13	18 122,78	44,72	2,48	77,4

Tableau S10. Estimation de N (nombre selon l'âge, en milliers de poissons) par le modèle censuré d'évaluation des stocks d'après les prises selon l'âge.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1968	1 175,68	247	77,72	32,35	17,19	15,54	7,64	11,11	88,38	0,82
1969	146,76	840,14	201,04	43,86	14,59	10,59	13,23	5,96	6,93	89,49
1970	206,53	104,77	596,84	121	30,11	7,8	7,14	12,12	5,37	57,62
1971	108,82	156,95	68,89	435,02	72,85	21,43	5,29	6	8,9	40,15
1972	171,2	68,83	107,02	70,22	263,41	46,96	20,59	2,2	3,9	40,2
1973	245,4	176,48	71,51	78,55	64,37	131,87	33,67	13,67	1,86	15,23
1974	348	208,68	144,31	60,85	57,15	48,01	66,61	18,12	7,76	9,01
1975	419,9	347,51	154,54	100,12	43,58	45,06	36,48	37,76	10,06	8,76
1976	215,06	434,95	299,36	111,79	65,17	28,61	32,89	25,83	24,62	11,51
1977	75,04	185,8	420,5	232,53	80,25	46,06	19,4	23,12	16,83	26,01
1978	66,76	43,96	137,11	337,65	180,67	69,54	34,52	16,12	15,51	28,35
1979	155,92	45,71	33,51	108,06	232,8	127,32	51,81	24,09	12,12	27,99
1980	87,16	122,5	35,35	27,92	78,07	149,7	78,3	34,29	17,03	26,22
1981	157,79	63,13	101,79	21,15	22,1	56,98	103,12	46,13	22,53	27,82
1982	266,27	110,8	37,96	76,25	12,09	17,09	41,76	79,07	28,77	35,09
1983	511,68	237,57	60,72	21,2	48,6	7,01	11,12	33,57	74,83	47,81
1984	99,1	630,04	257,82	33,21	13,34	27,6	4,56	7,21	23,71	83,99
1985	158,27	71,02	652,7	211,58	18,73	8,6	17,35	2,88	4,77	69,88
1986	115,19	124,19	60,31	620,82	153,5	12,19	6,39	9,18	1,86	32,41
1987	108,66	78,85	85,34	45,82	469,82	107,16	7,39	4,39	4,75	18,97
1988	280,49	68,71	42,94	50,67	30,59	417,04	69,48	4,98	2,82	13
1989	354,92	274,99	45,65	25,92	30,38	16,72	339,35	37,49	3,47	9,75
1990	161,71	342,45	230,68	32,2	16,71	19,45	12,2	263,77	20,37	7,65
1991	182,17	124,5	312,75	163,68	21,17	10,71	13,42	9,34	151,55	15,37
1992	157,01	144,41	76,9	225,18	106,1	14,36	6,67	8,58	6,14	98,53
1993	43,14	118,77	115,01	50,12	146,3	67,12	9,86	4,03	5,02	48,46
1994	151,72	22,05	77,65	74,8	28,19	103,49	42,01	5,81	2,17	22,17
1995	163,35	116,1	13,19	51,4	44,45	14,84	54,45	21,49	2,9	9,27
1996	138,41	119,41	63,68	7,55	30,62	27,4	7,11	31,52	9,44	5,43
1997	174,39	103,29	78,76	31,81	4	15,75	13,71	2,91	14,84	5,62
1998	83,02	139,18	61,5	43,33	14,98	1,87	6,73	5,92	1,16	5,74
1999	116,76	52,96	91,54	32,12	20,67	5,27	0,83	2,23	2,02	1,89
2000	431,65	85,43	27,5	43,68	12,05	7,87	1,32	0,23	0,66	1,19
2001	100,1	460,79	59,68	14,37	17,38	2,84	1,87	0,27	0,06	0,49
2002	101,96	65,3	397,83	32,01	7,74	6,56	0,82	0,43	0,06	0,1
2003	200,88	65,05	40,02	308,27	19,48	3,84	3,57	0,25	0,08	0,03
2004	309,53	165,83	38,21	22,58	188,03	7,07	2,12	1,17	0,07	0,02
2005	174,74	278,73	108,73	19,33	11,5	96,67	2,78	0,84	0,17	0,03
2006	237,48	131,01	202,23	56,81	9,71	4,34	37,67	0,95	0,21	0,03
2007	86,61	193,32	79,42	110,97	20,06	3,41	1,48	10,69	0,18	0,05
2008	160,26	53,57	133,43	37,27	47,74	4,49	0,94	0,35	3,04	0,05
2009	156,42	115,23	25,13	77,44	15,49	19,08	1,01	0,19	0,06	1,18
2010	45,97	110,09	58,44	7,68	26,47	3,27	4,31	0,18	0,02	0,3
2011	97,88	22,75	46,87	13,16	1,35	3,84	0,44	0,41	0,02	0,04
2012	65,48	69,26	9,81	13,57	1,96	0,14	0,37	0,06	0,03	0,01
2013	49,29	48,67	41,09	2,87	3,37	0,28	0,02	0,02	0,01	0,01
2014	59,25	32,37	31,94	16,81	0,99	0,51	0,02	0,01	0,01	0
2015	82,84	40,23	17,33	15,75	4,4	0,41	0,07	0,01	0	0
2016	164,39	60,02	20,37	7,33	6,13	1,38	0,11	0,01	0	0
2017	25,25	162,8	42,91	8,3	2,41	2,1	0,36	0,01	0	0
2018	61,38	17,12	107,35	20,8	2,91	0,5	0,69	0,03	0	0

Tableau S11. Estimation de F (mortalité par pêche selon l'âge) selon le modèle censuré d'évaluation des stocks d'après les prises selon l'âge.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1968	0,01	0,03	0,07	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1969	0,01	0,03	0,07	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1970	0,01	0,03	0,07	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1971	0,01	0,03	0,07	0,09	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1972	0,01	0,04	0,08	0,1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1973	0,01	0,05	0,1	0,13	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19
1974	0,01	0,04	0,09	0,12	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
1975	0,01	0,04	0,08	0,1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1976	0,01	0,03	0,07	0,09	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1977	0,01	0,03	0,07	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1978	0,01	0,03	0,07	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1979	0,01	0,03	0,07	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1980	0,01	0,03	0,07	0,09	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1981	0,01	0,03	0,07	0,09	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1982	0,01	0,04	0,08	0,1	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1983	0,01	0,04	0,08	0,1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1984	0,01	0,04	0,08	0,1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1985	0,01	0,04	0,08	0,11	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
1986	0,01	0,04	0,08	0,1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1987	0,01	0,04	0,08	0,1	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1988	0,01	0,03	0,07	0,1	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1989	0,01	0,03	0,07	0,1	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1990	0,01	0,04	0,09	0,11	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
1991	0,01	0,05	0,1	0,13	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1992	0,01	0,06	0,12	0,16	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
1993	0,01	0,07	0,15	0,19	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28
1994	0,02	0,08	0,18	0,23	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
1995	0,02	0,1	0,21	0,27	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
1996	0,02	0,13	0,28	0,35	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52
1997	0,03	0,16	0,34	0,44	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
1998	0,03	0,19	0,41	0,53	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78
1999	0,04	0,23	0,5	0,63	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94
2000	0,05	0,26	0,56	0,71	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
2001	0,04	0,24	0,52	0,66	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98
2002	0,04	0,2	0,43	0,55	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82
2003	0,04	0,2	0,43	0,54	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81
2004	0,04	0,21	0,45	0,57	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85
2005	0,04	0,24	0,51	0,65	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96
2006	0,05	0,26	0,56	0,72	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
2007	0,05	0,27	0,59	0,75	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12
2008	0,05	0,27	0,59	0,75	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11	1,11
2009	0,06	0,36	0,77	0,98	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46
2010	0,08	0,47	1,01	1,29	1,91	1,91	1,91	1,91	1,91	1,91
2011	0,09	0,5	1,07	1,37	2,02	2,02	2,02	2,02	2,02	2,02
2012	0,08	0,43	0,92	1,18	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75
2013	0,06	0,34	0,73	0,93	1,38	1,38	1,38	1,38	1,38	1,38
2014	0,05	0,28	0,59	0,76	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12
2015	0,05	0,26	0,56	0,72	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
2016	0,05	0,26	0,56	0,72	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
2017	0,05	0,28	0,59	0,76	1,13	1,13	1,13	1,13	1,13	1,13
2018	0,05	0,28	0,6	0,76	1,13	1,13	1,13	1,13	1,13	1,13

Tableau S12. Variables et périodes utilisées pour tester les effets des variables environnementales sur le recrutement, le gain d'état corporel chez les adultes et la répartition des débarquements.

Variable de réponse	Hypothèse testée	Variables explicatives testées
Recrutement	Correspondance/divergence pour les larves et la disponibilité de la nourriture	Variables physiques (1985-2016) Période printanière (indicateur de la période du plancton) Température de la surface de la mer (TSM) en mai-juin (TSM pour les premiers stades du développement larvaire) TSM de mai à novembre (TSM subie pendant la première saison d'alimentation) Dernière glace (indicateur de la période de la prolifération) Eaux de ruissellement du Saint-Laurent (indicateur de la disponibilité du plancton dans la division 4T) (zone côtière et zone extracôtière)
		Variables biologiques (2001-2016) Moment de la prolifération Durée de la prolifération Ampleur de la prolifération Abondance de <i>C. finmarchicus</i> entre juin et septembre (proie préférée des adultes) Abondance de <i>C. hyperboreus</i> entre juin et septembre (proie préférée des adultes) Abondance de <i>Pseudocalanus</i> spp. entre juin et septembre (proie préférée des larves) Phénologie de <i>C. finmarchicus</i> en juin Phénologie de <i>C. hyperboreus</i> en juin Phénologie de <i>Pseudocalanus</i> spp. en juin
Augmentation de l'état corporel des adultes dans les divisions 4T et 4R	Correspondance/divergence pour les adultes et la disponibilité de la nourriture	Variables physiques (1985-2016) Augmentation de la TSM (indicateur de la dominance des espèces de copépodes d'eau froide ou chaude) TSM en mai-novembre (indicateur de la dominance des espèces de copépodes d'eau froide ou chaude) Eaux de ruissellement du Saint-Laurent (indicateur de la disponibilité du plancton dans la division 4T – zone côtière et zone extracôtière)
		Variables biologiques (2001-2016) Moment de la prolifération Durée de la prolifération Ampleur de la prolifération Abondance de <i>C. finmarchicus</i> entre juin et septembre (proie préférée des adultes) Abondance de <i>C. hyperboreus</i> entre juin et septembre (proie préférée des adultes) Phénologie de <i>C. finmarchicus</i> en juin Phénologie de <i>C. hyperboreus</i> en juin
Proportion des débarquements (%) dans les divisions 4R, 3K ou 3L	Répartitions déterminées par la disponibilité de la nourriture, la dépendance à la densité et la température	1982 à 2016 BSR (sortie du modèle) Augmentation de l'état corporel des adultes dans les divisions 4T ou 4R Période du refroidissement automnal (indicateur du réchauffement du golfe du Saint-Laurent pendant l'été)
		2000 à 2016 BSR (sortie du modèle) Augmentation de l'état corporel des adultes dans les divisions 4T ou 4R Période du refroidissement automnal (indicateur du réchauffement du golfe du Saint-Laurent pendant l'été) Abondance de <i>C. finmarchicus</i> dans les divisions 3K, 3L, 4R ou 4T Anomalies de la TSM dans les divisions 3K, 3L, 4R ou 4T

Tableau S13. Modèles additifs généralisés retenus décrivant les effets des variables environnementales sur le recrutement et le gain d'état corporel (K_{GAIN}) sur différentes périodes selon la disponibilité des données. Écart expliqué entre parenthèses en gras. Seules les séries chronologiques de 2001 à 2016 sont décrites dans le texte. La mention NI en gras indique que le modèle ou la variable n'est pas important.

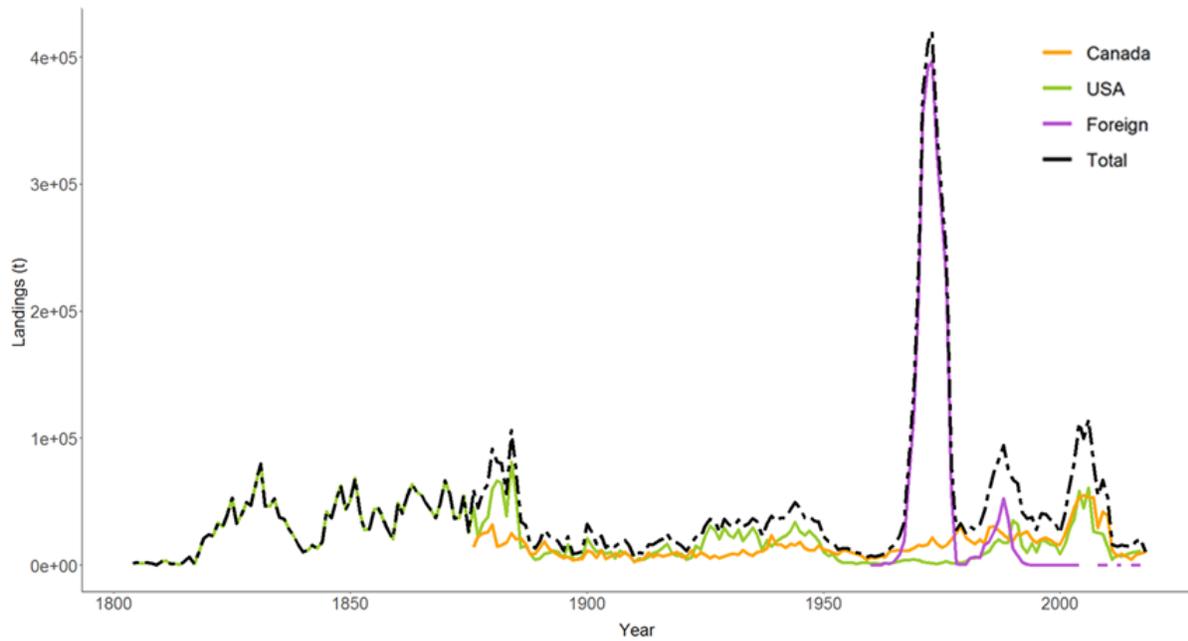
1982 à 2014	1985 à 2016	2001-2016 (seulement les variables physiques)	2001-2016 (variables physiques et biologiques)
Recrutement ~ Dernière glace + abondance de <i>C. finmarchicus</i> + abondance de <i>Pseudocalanus</i> spp. [62 %]	Recrutement ~ eaux de ruissellement du Saint-Laurent ^{NI} + période printanière [37 %]	Recrutement ~ TSM mai-novembre + eaux de ruissellement du Saint-Laurent [57 %]	Recrutement ~ période printanière + abondance de <i>C. finmarchicus</i> + phénologie de <i>Pseudocalanus</i> spp. [75 %]
	$K_{GAIN_4R} \sim$ NI	$K_{GAIN_4R} \sim$ NI	$K_{GAIN_4R} \sim$ amplitude de la prolifération + abondance de <i>C. hyperboreus</i> + phénologie de <i>C. finmarchicus</i> [80 %]
	$K_{GAIN_4T} \sim$ NI	$K_{GAIN_4T} \sim$ TSM mai-nov. + eaux de ruissellement du Saint-Laurent + période printanière [62 %]	$K_{GAIN_4T} \sim$ Eaux de ruissellement du Saint-Laurent + période de la prolifération + phénologie de <i>C. finmarchicus</i> [83 %]

Tableau S14. Modèles additifs généralisés retenus décrivant la proportion (%) des débarquements (*Deb*) en fonction des variables environnementales physiques et biologiques sur différentes périodes selon la disponibilité des données. Écart expliqué entre parenthèses en gras.

1982 à 2016	2000 à 2016
%Deb 3K ~ BSR + K_{GAIN_4R} [56 %]	%Deb 3K ~ K_{GAIN_4R} + abondance de <i>C. finmarchicus</i> _3K + BSR ^m [80 %]
%Deb 3L ~ BSR + K_{GAIN_4R} [49 %]	%Deb 3L ~ BSR + K_{GAIN_4R} + abondance de <i>C. finmarchicus</i> _3L [63 %]
%Deb 4R ~ BSR + K_{GAIN_4T} + période automnale [67 %]	%Deb 4R ~ K_{GAIN_4T} + période automnale [49 %]

ANNEXE II – FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

A



B

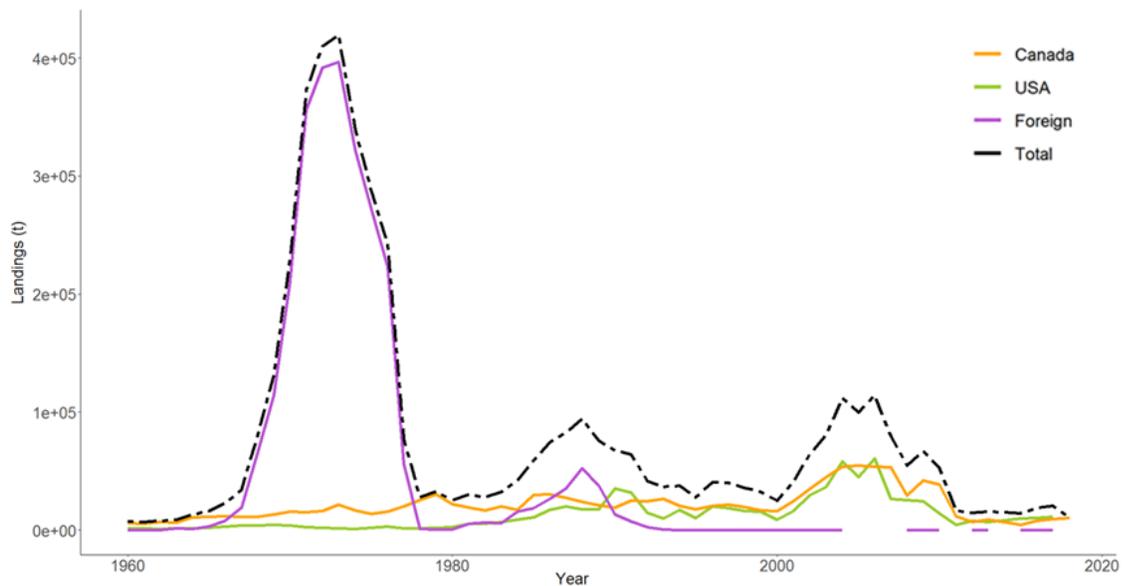


Figure S1. A) Prises de maquereau (t) dans l'Atlantique Nord-Ouest depuis 1804 et B) depuis 1960.

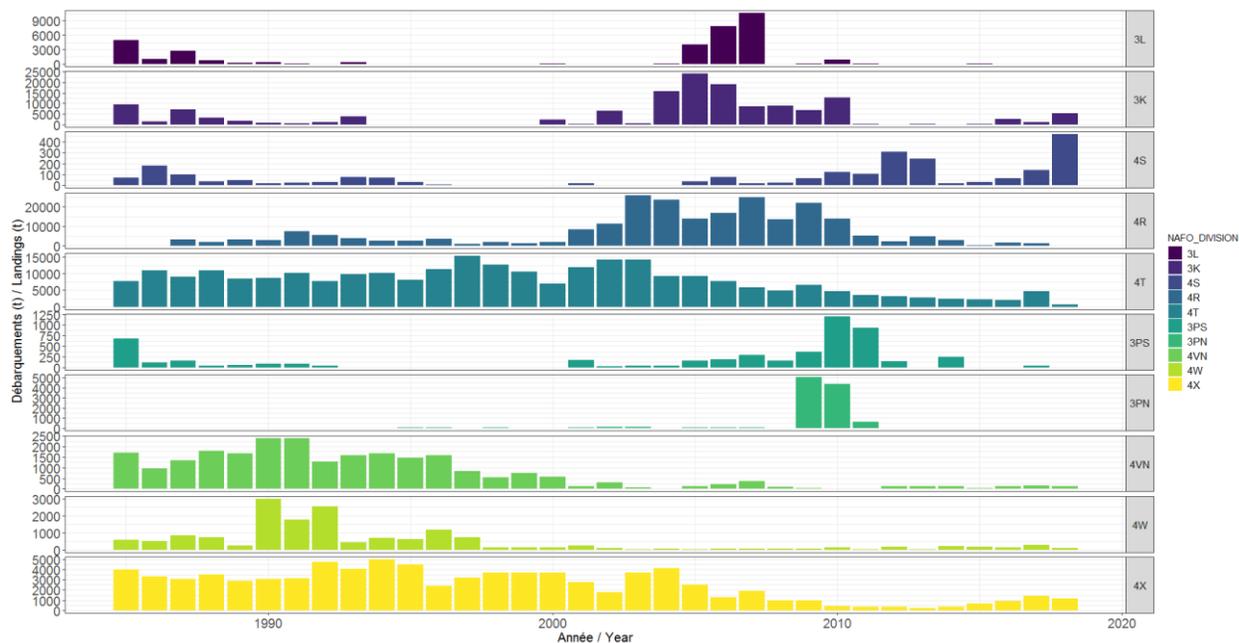


Figure S2. Débarquements annuels (t) par division de l'OPANO de 1985 à 2018. L'échelle varie selon les divisions de l'OPANO.

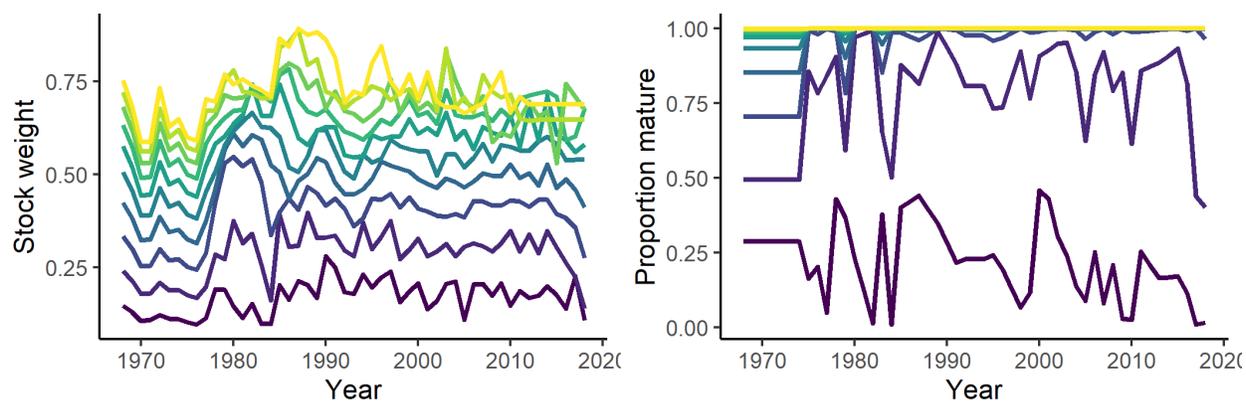


Figure S3. Données sur le poids du stock (graphique de gauche) et la proportion mature (graphique de droite, âges 1 à 10 ans et plus). Utilisées de façon déterministe dans le modèle d'évaluation pour transformer l'abondance en biomasse.

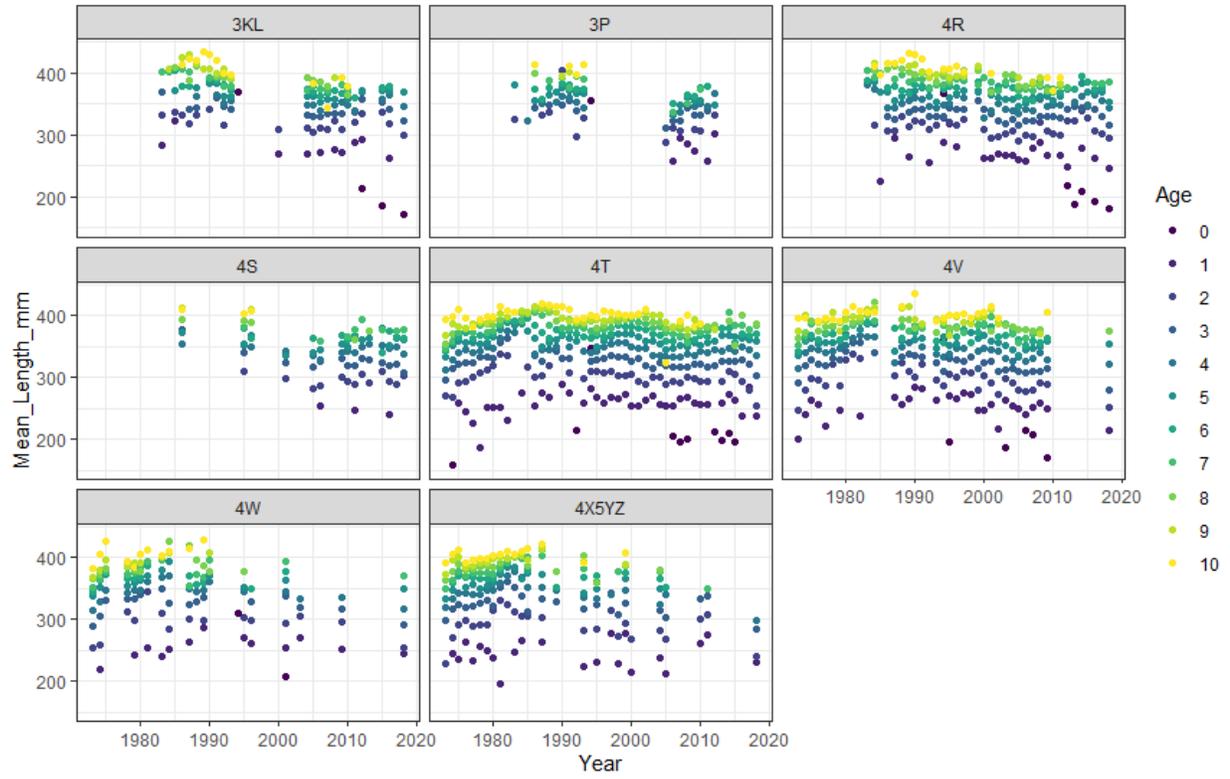


Figure S4. Longueur moyenne selon l'âge des échantillons commerciaux dans les sous-zones 3-4 de l'OPANO de 1973 à 2018.

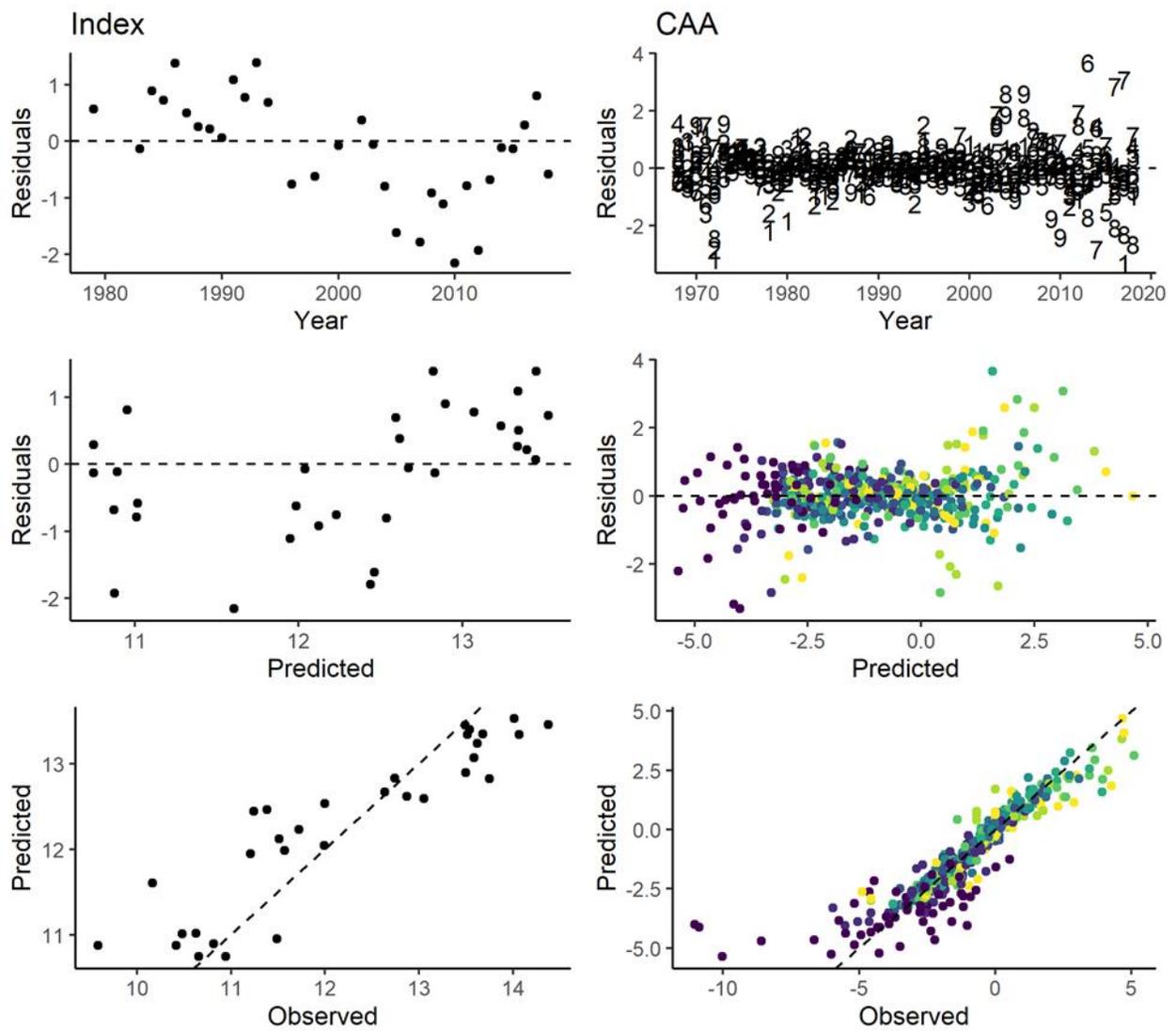


Figure S5. Variantes résiduelles du modèle. L'échelle de couleur indique les classes d'âge (jeune à vieux, de violet à jaune).

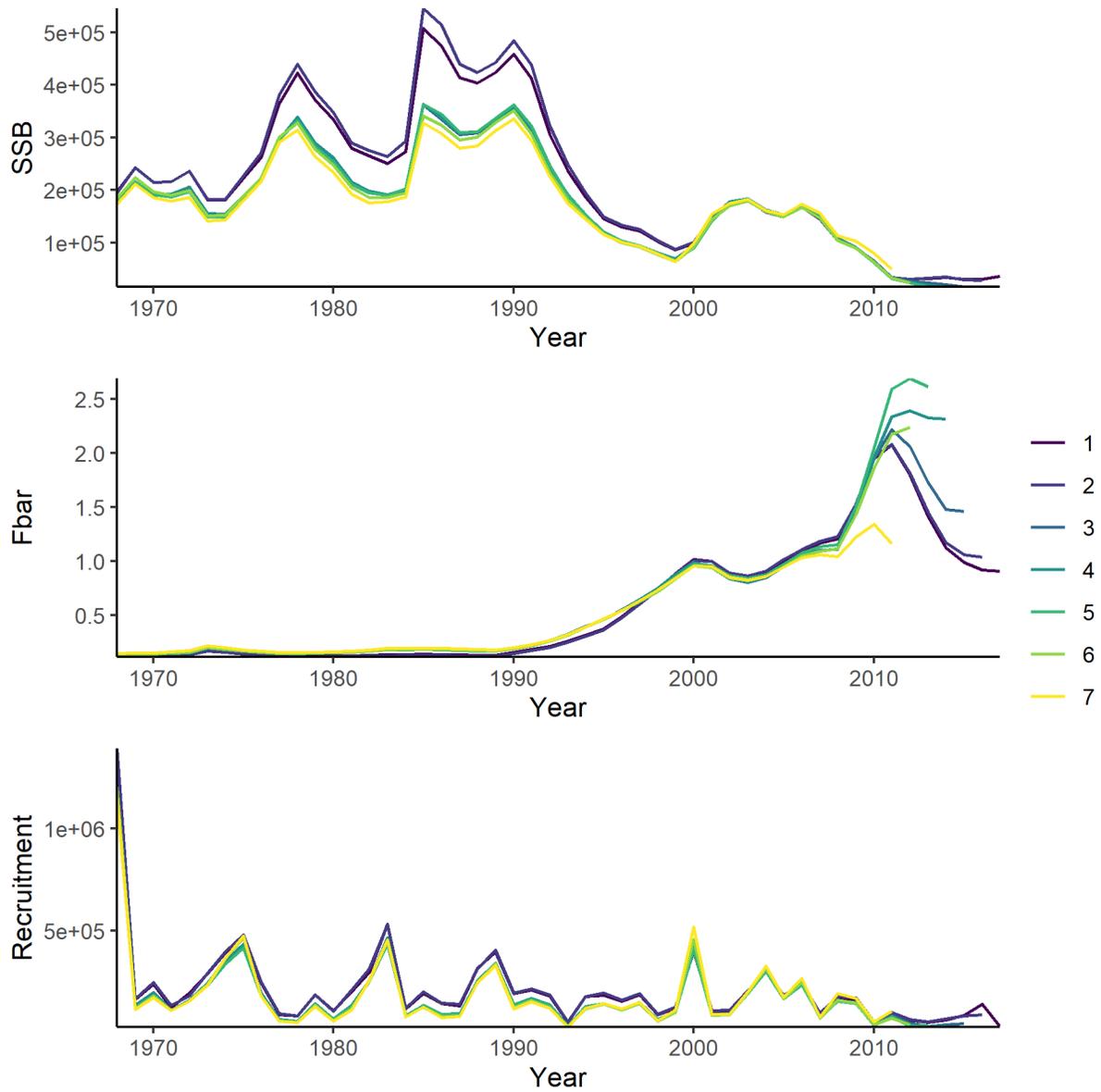


Figure S6. Tendances rétrospectives ($F_{bar} = F$ sur les âges entièrement recrutés dans la pêche, c.-à-d. âges 5 à 10).

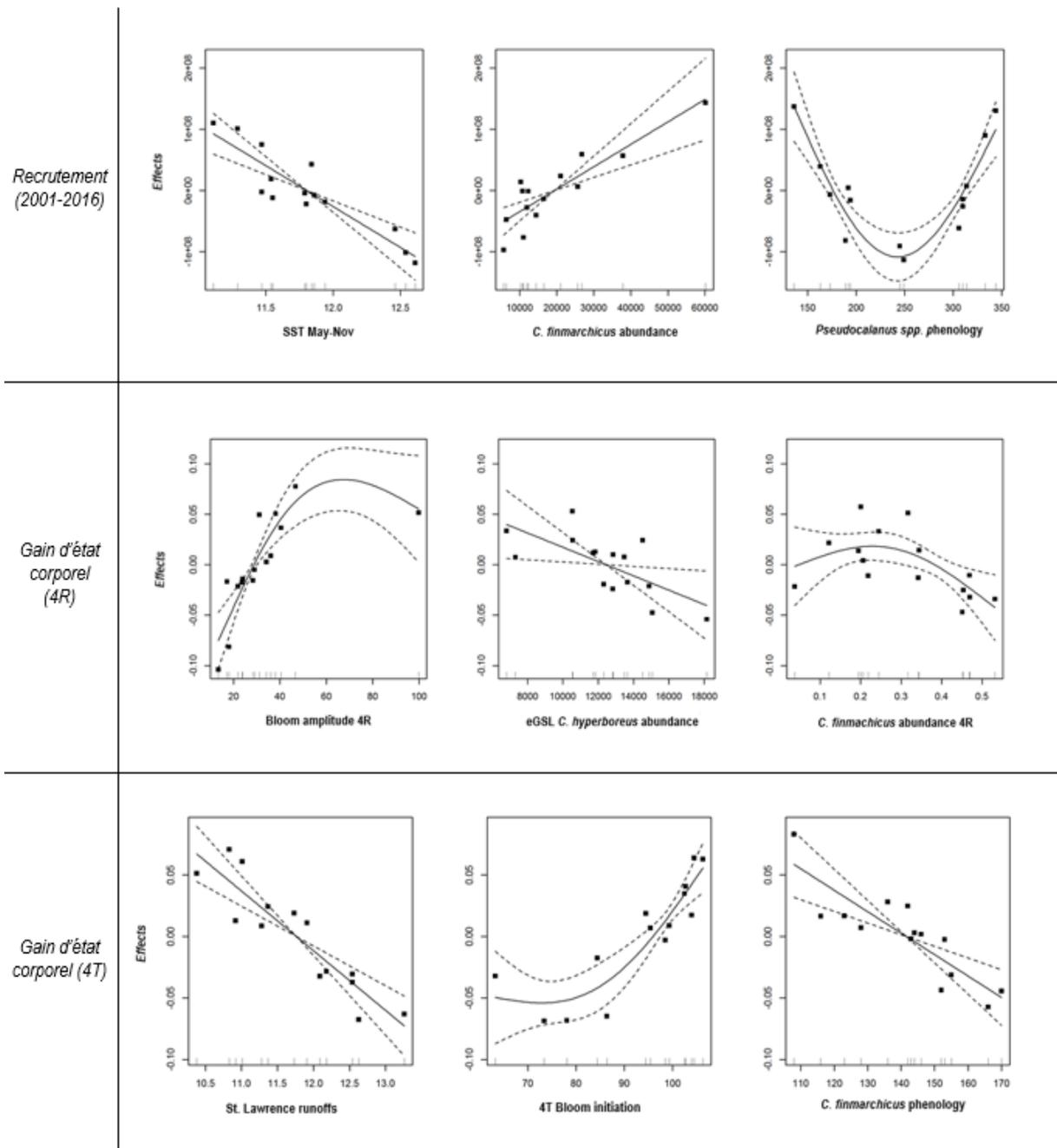


Figure S7. Diagrammes des effets des modèles additifs généralisés retenus. Seuls les modèles comprenant des variables biologiques et physiques sont présentés (voir les détails des variables et du modèle dans les tableaux S12-S14).

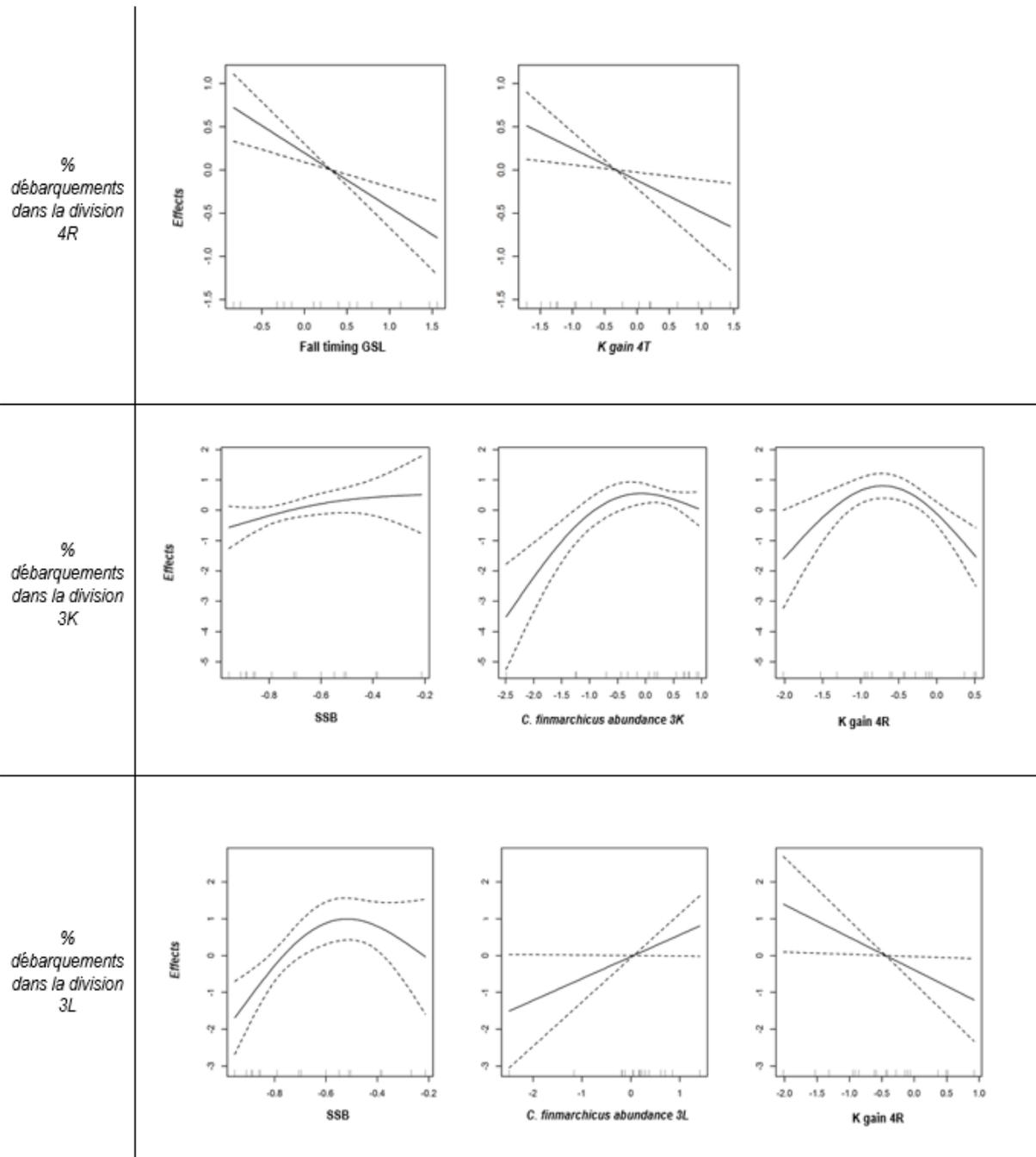


Figure S7 (suite). Diagrammes des effets des modèles additifs généralisés retenus. Seuls les modèles comprenant des variables biologiques et physiques sont présentés (voir les détails des variables et du modèle dans les tableaux S12-S14).