



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/054

Région du Québec

Évaluation du stock de maquereau bleu (*Scomber scombrus*) du contingent nord en 2024

Caroline Lehoux, Mélanie Boudreau, Laurence Lévesque et Elisabeth Van Beveren

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
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 des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-78392-5 N° cat. Fs70-5/2025-054F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Lehoux, C., Boudreau, M., Lévesque L. et Van Beveren, E. 2025. Évaluation du stock de maquereau bleu (*Scomber scombrus*) du contingent nord en 2024. DFO Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech 2025/054. v + 68 p.

Also available in English :

Lehoux, C., Boudreau, M., Lévesque L. and Van Beveren, E. 2025. Northern Contingent Atlantic Mackerel (*Scomber scombrus*) Stock Assessment in 2024. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/054. v + 65 p.

TABLE DES MATIÈRES

1. RÉSUMÉ	v
2. INTRODUCTION	1
2.1 STRUCTURE DE POPULATION	1
2.2 GESTION DES PÊCHES	1
2.3 CADRE D'ÉVALUATION	2
3. MÉTHODES	2
3.1 DÉBARQUEMENTS	2
3.2 ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL	3
3.3 DÉBARQUEMENTS À L'ÂGE	4
3.4 PRODUCTION TOTALE D'OEUFFS	6
3.5 MATURITÉ À L'ÂGE	7
3.6 POIDS À L'ÂGE	7
3.7 FÉCONDITÉ À L'ÂGE	8
3.8 PROPORTION DE FEMELLES À L'ÂGE	8
3.9 MODÈLE D'ÉVALUATION DE STOCK	8
3.9.1 Cadre	8
3.9.2 Analyses de sensibilité clées	10
3.9.3 Projections	12
3.9.4 Points de référence	13
3.9.5 Tmin	14
3.10 INFORMATIONS BIOLOGIQUES ADDITIONNELLES	14
3.10.1 Longueur à 50 % de maturité	14
3.10.2 Impact de la pêche durant le frai	15
4. RÉSULTATS	15
4.1 DÉBARQUEMENTS	15
4.2 DÉBARQUEMENTS À L'ÂGE	16
4.3 PRODUCTION TOTALE D'OEUFFS	17
4.4 MATURITÉ, POIDS ET FÉCONDITÉ À L'ÂGE	18
4.5 MODÈLE D'ÉVALUATION DE STOCK	20
4.5.1 Validation et robustesse	20
4.5.2 Sorties	20
4.5.3 Projections	20
4.5.4 Tmin	22
4.6 INFORMATIONS BIOLOGIQUES ADDITIONNELLES	24
4.6.1 Longueur à 50 % de maturité	24
4.6.2 Impact de la pêche durant le frai	24
5. DISCUSSION	26
5.1 CONSIDÉRATIONS ÉCOSYSTÉMIQUES	26

5.1.1	Effet écosystémique sur le stock.....	26
5.1.2	Effet de la pêche sur l'écosystème.....	27
5.2	CAUSES PROBABLES DU DÉCLIN DU STOCK	27
5.3	QUALITÉ DE L'ANALYSE ANALYTIQUE ET LES LACUNES DANS LES DONNÉES	27
6.	CONCLUSIONS.....	28
7.	REMERCIEMENTS.....	28
8.	RÉFÉRENCES.....	28
9.	TABLES SUPPLÉMENTAIRES	33
10.	FIGURES SUPPLÉMENTAIRES	50

RÉSUMÉ

Ce document présente les données et les méthodes utilisées pour évaluer l'état du stock du contingent nord de maquereau de bleu (*Scomber scombrus*) dans l'Atlantique du Nord-Ouest. Les indicateurs de l'état du stock présentés et révisés (26-27 février 2025) ont été estimés à l'aide d'un modèle d'évaluation de stock structuré à l'âge qui a été ajusté aux données de débarquements, aux débarquements à l'âge et à un indice de relevé des œufs. La biomasse du stock reproducteur (BSR) estimée en 2024 se situait à 35 % du point de référence limite, plaçant le stock dans la zone critique du Cadre de l'approche de précaution. Le stock se trouve dans la zone critique ou à proximité depuis 2011. Le recrutement moyen récent (2012-2024) a été faible par rapport à la période précédente (1969-2011) et la structure d'âge du stock a été tronquée, les poissons de plus de 6 ans devenant rares. Les projections à court terme, comprenant la poursuite de la pêche récréative et de la pêche américaine, indiquent que la probabilité que la BSR quitte la zone critique d'ici 2027 varie autour de 30 % pour un TAC de 0 t et autour de 13 % pour un TAC de 8 000 t.

1. INTRODUCTION

Le présent document de recherche décrit les données, les méthodes et les analyses à l'appui de l'évaluation du stock du contingent nord de maquereau de bleu (*Scomber scombrus*, ci-après dénommé « maquereau ») dans l'Atlantique du Nord-Ouest pour la période 1969-2024. Dans l'introduction, nous fournissons des informations générales sur la structure de la population, la gestion des pêcheries et une justification du cadre d'évaluation. Pour de plus amples informations sur ce stock de poisson, voir le [profil du maquereau](#). L'évaluation de 2025 a été organisée par Pêches et Océans Canada (MPO) à l'Institut Maurice-Lamontagne à Mont-Joli, (Québec), les 26 et 27 février 2025.

1.1. STRUCTURE DE POPULATION

Le maquereau est présent des deux côtés de l'Atlantique Nord. Les populations de chaque côté sont génétiquement distinctes et il n'y a aucune preuve de migration transatlantique (Rodríguez-Ezpeleta *et al.* 2016; Gíslason *et al.* 2020; Bourret *et al.* 2023). Dans la région de l'Atlantique Nord-Ouest, il y a deux contingents de reproducteurs : un contingent nord qui fraye principalement dans le sud du golfe du Saint-Laurent en juin et en juillet (Van Beveren *et al.* 2023a) et un contingent sud qui fraye surtout dans l'ouest du golfe du Maine et au large du sud de la Nouvelle-Angleterre de mi-avril à juin (Studholme *et al.* 1999). Les deux contingents se mélangent en hiver dans des eaux plus profondes, y compris dans certaines parties du plateau continental américain, où ils sont assujettis à la flottille de pêche américaine. Des données récentes montrent qu'il existe une différenciation génétique faible, mais significative entre les contingents du nord et du sud (Bourret *et al.* 2023). Le niveau de mélange en hiver demeure incertain, mais on s'attend à ce qu'il soit important et variable d'une année à l'autre (Redding *et al.* 2020; Arai *et al.* 2021; Bourret *et al.* 2023).

1.2. GESTION DES PÊCHES

En 2022 et 2023, la Division de la gestion des pêches du MPO a fermé la pêche commerciale et la pêche à l'appât. En 2024, la pêche à l'appât a été réouverte avec un TAC de 470 t. Le maquereau était auparavant pêché à des fins commerciales et à l'appât dans les provinces de l'Atlantique et au Québec, dans le cadre d'une pêche concurrentielle ouverte utilisant divers types d'engins (filets maillants, turluttes mécaniques, sennes coulissantes et « tuck », fascines et traps), dont la prédominance varie selon la région et la saison. Le maquereau est également pêché dans le cadre d'une pêche récréative populaire qui est restée ouverte, mais pour laquelle la limite de possession quotidienne est fixée à 20 poissons par personne depuis mai 2021. Alors que chaque secteur régional de gestion des pêches met en œuvre ses propres conditions de permis et dispose de son propre système de contrôle des captures (un mélange de journaux de bord, de bordereaux d'achat et de contrôle à quai), le maquereau est géré à l'échelle nationale. Bien que le contingent nord du maquereau soit un stock transfrontalier qui est également exploité par la flotte de pêche américaine, il ne fait pas l'objet d'une gestion conjointe. Les États-Unis fixent un seuil de captures acceptables sur le plan biologique pour l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest, qui comprend les deux pays, puis soustraient une projection des prises canadiennes, le reste étant fixé comme la prise admissible des États-Unis pour leur pêche commerciale et récréative.

La dernière évaluation du maquereau au Canada a eu lieu en février 2023 (MPO 2023). Il a été estimé que le stock se situait en dessous de son point de référence limite (PRL). Étant donné que le stock se trouve dans la zone critique ou à proximité de celle-ci selon l'approche de précaution du MPO (MPO 2009) depuis 2011, un plan de rétablissement a été élaboré et publié

pour la première fois en 2020. Les principaux objectifs du plan de rétablissement étaient de « limiter la probabilité que la biomasse du stock reproducteur (BSR) de maquereau de bleu diminue d'une année à l'autre (c'est-à-dire de maintenir une trajectoire de croissance positive) » et de « rétablir la BSR de maquereau bleu au-dessus du PRL ». La dernière évaluation a indiqué que ces objectifs n'avaient pas été atteints (Van Beveren *et al.* 2023a). Étant donné que les objectifs du plan de rétablissement n'ont pas été atteints et que le maquereau a été prescrit en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* révisée avec de nouvelles exigences pour les plans de rétablissement, une mise à jour du plan de rétablissement du maquereau bleu a été publié en [2024](#), à la demande de la Direction de la gestion des ressources halieutiques. Afin de documenter les progrès réalisés en matière de rétablissement et d'éclairer les décisions stratégiques en matière d'exploitation, le présent document fournit une nouvelle estimation du temps qu'il faudrait au stock pour se reconstituer jusqu'à un objectif de rétablissement en l'absence de toute pêche et dans les conditions actuelles (T_{min}), un résumé des connaissances disponibles sur les considérations écosystémiques (y compris la manière dont elles sont prises en compte dans l'évaluation et dont elles peuvent affecter le rétablissement) et l'effet de la pêche sur la fraie et sur la trajectoire du stock.

1.3. CADRE D'ÉVALUATION

Dans le passé, le contingent nord de maquereau bleu a été évalué sur la base de trois principales sources de données : les débarquements, les débarquements à l'âge et un indice du relevé sur les œufs. Depuis l'évaluation du stock de 2017 (voir Doniol-Valcroze *et al.* 2019), on a utilisé un modèle personnalisé censuré d'espaces-états des captures à l'âge (CCAM; Van Beveren *et al.* 2017) pour intégrer les renseignements disponibles. Les modèles d'espaces-états peuvent traiter à la fois la stochasticité biologique dans la dynamique de la population (appelée erreur de processus) et l'erreur d'observation, et on utilise ceux-ci pour évaluer un large éventail de stocks dans le monde entier (Aeberhard *et al.* 2018). On a construit un modèle personnalisé pour intégrer l'incertitude des prélèvements totaux (y compris les rejets, les débarquements non déclarés, les débarquements récréatifs et les débarquements américains). Plus précisément, le modèle dispose d'une option de probabilité censurée qui permet d'estimer les prélèvements entre une limite supérieure et une limite inférieure. (Van Beveren *et al.* 2017).

2. MÉTHODES

Toutes les données d'entrée ont été révisées au cours de l'évaluation de 2023. Les détails de toutes les méthodes, les tests de robustesse et les comparaisons avec les estimations précédentes ont été présentés dans Lehoux *et al.* (2024), Van Beveren (2024) et Boudreau *et al.* (2025). Les informations ci-dessous ne fournissent donc que les détails essentiels pour comprendre les approches utilisées.

Toutes les données ont été collectées et estimées pour la période 1969-2024. Le [code](#) permettant de générer les données d'entrée et d'exécuter le modèle d'évaluation est accessible en ligne.

2.1. DÉBARQUEMENTS

Les données sur les débarquements de maquereau dans les eaux canadiennes pour 1968-1994 proviennent de la base de données de l'OPANO (STATLANT 21B) et les données de 1995 à 2024 proviennent des fichiers ZIFF (Zonal Interchange File Format) les plus récents produits par les bureaux régionaux des statistiques du MPO. Les débarquements commerciaux

totaux pour les deux années terminales (2023 et 2024) sont considérés comme préliminaires (Tableau S 1 and Tableau S 2)

Les prélèvements associés à la collecte d'échantillons de 2022–2024 au titre d'un permis de pêche délivré en vertu de l'article 52 (voir échantillonnage commercial) ne sont pas compris dans les fichiers ZIFF, mais ont été ajoutés aux débarquements totaux avant d'être utilisés dans le modèle d'évaluation.

Outre les débarquements enregistrés, il existe d'autres sources de prélèvements. Les données des pêches commerciales et récréatives américaines (1960-2022) ont été fournies par le Northeast Fisheries Science Center (Kiersten Curti, NOAA, comm. pers.). Les statistiques de capture américaines pour 2023-2024 n'étaient pas disponibles au moment de l'évaluation. Par conséquent, nous avons utilisé les débarquements projetés pour les deux années terminales, qui sont donc considérées comme préliminaires (Tableau S 1).

Une quantité maximale de captures non comptabilisées dans les eaux canadiennes a été estimée par Van Beveren *et al.* (2017). Pour les années plus récentes, nous avons supposé que la quantité de captures non comptabilisées (pêche récréative, rejets, débarquements illégaux et non déclarés) représentait tout au plus 140 % des débarquements enregistrés, ce qui correspond aux ratios maximaux estimés depuis 2005. En raison de la fermeture en 2022, les seules captures non comptabilisées proviendraient de la pêche récréative. Les prises accessoires de maquereau étant faibles, les rejets provenant d'autres pêches sont vraisemblablement mineurs. On ne dispose pas d'estimations précises de la biomasse capturée par la pêche récréative, mais il est probable qu'elle se situe entre 187 t et 680 t, sur la base d'une simple extrapolation des valeurs fournies par une enquête fédérale sur la pêche récréative (Tableau S 3; MPO 2015). La limite supérieure (680 t) correspond approximativement à la présence de 3 à 5 pêcheurs par jour (selon le poids moyen du poisson) qui pêchent leur quota journalier (20 poissons/jour/personne) dans 300 endroits différents du Canada Atlantique, sur une période de trois mois (juillet, août, septembre ; lorsque la pêche récréative est couramment pratiquée). La limite inférieure (187 t) correspond approximativement à la présence d'environ 3 pêcheurs par jour, chacun pêchant son quota journalier (20 poissons/jour/personne) dans 100 lieux différents du Canada Atlantique, sur une période de trois mois (juillet, août, septembre ; lorsque la pêche récréative est couramment pratiquée). Il convient de noter que l'objectif de ces estimations est de fournir des limites inférieures et supérieures raisonnables plutôt qu'une valeur précise qui ne pourrait être déterminée avec l'information disponible.

2.2. ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL

Pêches et Océans Canada maintient un programme systématique d'échantillonnage à quai spécifiquement conçu pour estimer la composition des captures commerciales débarquées. Pour le maquereau, il s'agit également de la seule source de données disponibles pour déterminer les caractéristiques biologiques du stock.

Chaque année, une demande est soumise pour un certain nombre d'échantillons par région, période et type d'engin (appelé strate), en fonction de l'importance attendue de cette strate en termes de débarquements totaux. Pour le maquereau, un échantillon consiste typiquement en au moins 150 poissons sélectionnés aléatoirement dont la longueur à la fourche est mesurée au 0,5 cm près. Un sous-échantillon stratifié par longueur (deux poissons par classe de longueur) est généralement envoyé à l'IML pour la détermination de l'âge (standardisé au 1er janvier) et des caractéristiques biologiques supplémentaires (longueur à la fourche, ± 1 mm; poids, $\pm 0,1$ g; poids des gonades, $\pm 0,01$ g; sexe; stade de maturité). Les données biologiques (âge, maturité, etc.) du programme d'échantillonnage portuaire peuvent être complétées par des échantillons collectés à d'autres fins (par exemple, des projets de recherche spécifiques) et

d'autres sources (par exemple, des relevés de recherche ou des petits échantillons de prises accessoires collectés de manière opportuniste). Les fréquences de longueur et les données biologiques (« bio ») sont saisies dans deux tables de base de données Oracle distinctes et ont été consultées avec la bibliothèque DFOdata sur github (version 0.1.1). Les données de fréquence de longueur ne sont disponibles qu'à partir de 1976, tandis que la base de données bio contient des informations disponibles à partir de 1973. Nous n'avons pas pu récupérer de données plus anciennes.

Depuis 2022, les échantillons ont dû être collectés en dehors du programme d'échantillonnage à quai en raison de la fermeture de la pêche commerciale. Un permis de pêche à des fins scientifiques (article 52 du Règlement de pêche (dispositions générales)) a été délivré à certains pêcheurs de chaque région du MPO. Les conditions de licence, définies par chaque région, stipulaient entre autres que les pêcheurs étaient autorisés à conserver 300 kg de maquereau pour usage personnel et ne pouvaient pêcher qu'avec des filets maillants ou des turluttes (par exemple, pas de senne à Terre-Neuve). Les règles standard concernant la taille minimale des poissons pour la rétention (26,8 cm) n'ont pas été appliquées à partir de 2023. Il a été demandé aux pêcheurs sous contrat de collecter un certain nombre d'échantillons.

L'intention initiale en 2022 était d'obtenir des échantillons similaires aux années précédentes en termes de qualité, de quantité et de couverture pour faciliter la comparaison interannuelle et assurer la continuité. Des limitations pratiques ont imposé une approche plus opportuniste (en fonction des types d'engins utilisés, du nombre d'échantillons collectés par région/période et de la couverture spatio-temporelle globale). À partir de 2023, un plan d'échantillonnage stratifié a été utilisé, équilibrant le nombre d'échantillons par région indépendamment de leur importance en termes de débarquements historiques. À l'exception de la région du Québec, où les échantillonneurs portuaires ont complété le protocole d'échantillonnage comme d'habitude, les échantillons ont été récoltés par des pêcheurs ou un technicien d'une organisation de pêche.

Notez que le nombre total d'échantillons saisis dans la base de données de fréquence de longueur et bio et utilisés dans l'évaluation n'est pas identique au nombre d'échantillons reçus, car certains ont été fusionnés à leur arrivée (en raison de la taille de l'échantillon, date/lieu identique), perdus pendant le transport, ou consistaient uniquement en une distribution de fréquence de longueur. Des fréquences de longueur supplémentaires ont été fournies par les échantillonneurs à quai dans la région du Québec. Les détails des échantillons 2022-2024, tels qu'utilisés dans l'évaluation, sont présentés dans le Tableau S 4.

2.3. DÉBARQUEMENTS À L'ÂGE

Les débarquements à âge (DAA) suivent la méthode présentée dans Van Beveren (2024). En résumé, les captures ont été décomposées par âge à l'aide des fréquences de longueur et des clés âge-longueur construites avec les bases de données d'échantillonnage à quai en utilisant la bibliothèque catchR (voir Ouellette-Plante et al. 2022 pour les détails de l'algorithme). La biomasse de maquereau capturée sous les licences S52 a été incluse dans les débarquements totaux, mais n'a pas été incluse dans les DAA. Les débarquements commerciaux et d'appâts ont d'abord été totalisés par strates (une combinaison de trimestre, type d'engin et région). Pour chaque strate, les échantillons les plus représentatifs ont ensuite été automatiquement sélectionnés selon une approche hiérarchique. Si un minimum de deux échantillons correspondants (fréquence de longueur ou clé âge-longueur) n'était pas atteint, l'algorithme catchR devenait progressivement moins restrictif dans sa recherche d'échantillons. Les fréquences de longueur et les échantillons âge-longueur attribués à une strate donnée ont ensuite été combinés pour obtenir une fréquence de longueur spécifique à la strate (proportions) et une clé âge-longueur correspondante (proportions). Les débarquements spécifiques à la strate ont été divisés en classes d'âge en les multipliant par les proportions par longueur et les proportions par âge pour chaque classe de longueur. Cette séparation, ainsi que

les informations spécifiques à l'année et au trimestre sur le poids moyen des poissons par âge obtenues à partir des relations longueur-poids, permet d'estimer le total des DAA en nombre. Les poids par âge de la première année disponible (1976) ont été appliqués à la période antérieure (1969-1975) (Figure S 1).

En raison de la fermeture de la pêche depuis 2022, il y a probablement eu un changement brusque dans la sélectivité de la pêche associé aux DAA des dernières années. Les DAA estimés sont le produit des débarquements totaux enregistrés (qui pourraient avoir un véritable changement dans la sélectivité de la pêche) et des échantillons qui déterminent la structure d'âge de ces débarquements (qui déterminent les changements perçus dans la sélectivité de la pêche). La distribution des (faibles) débarquements déclarés pour 2022-2024 a considérablement changé entre les régions, les types d'engins et les périodes par rapport aux années précédant la fermeture de la pêche, et se limitait essentiellement en 2022-2023 aux prises accessoires et aux captures associées à la collecte d'échantillons scientifiques. La distribution des échantillons et la sélectivité étaient également atypiques. Un nouveau programme d'échantillonnage a dû être établi, et les compositions en longueur et en âge observées de 2022 à 2024 étaient donc censées avoir une comparabilité réduite avec les années précédentes. Par exemple, un plus grand nombre d'échantillons ont été obtenus de Terre-Neuve, mais aucun ne provenait de la pêche à la senne coulissante habituellement importante. Comme les pêcheurs sont sortis pêcher avec l'objectif spécifique de collecter un échantillon (et jusqu'à 300 kg de maquereau pour usage personnel), un changement de comportement pourrait également avoir affecté les résultats (par exemple, plus de pêche près des côtes, des sorties plus courtes à des moments où les pêcheurs ne seraient peut-être pas sortis pêcher autrement). La majorité des échantillons ont également été collectés par les pêcheurs eux-mêmes ou des techniciens d'organisations de pêcheurs plutôt que par des échantillonneurs à quai, à l'exception des échantillons de la région du Québec.

La durée du nouveau programme d'échantillonnage (trois ans) était encore considérée comme trop courte pour développer un nouvel indice. La sélectivité variable dans le temps est discutée dans la section 2.9.2.3.

Nous avons estimé des DAA (partiellement) corrigés pour les biais et les avons inclus dans le modèle (Van Beveren *et al.* 2023a). Dans ce scénario, les débarquements moyens par strate de 2017-2021 ont été utilisés pour déterminer les DAA plutôt que la distribution réelle des débarquements, et les DAA résultants ont été remis à l'échelle selon les débarquements totaux des années corrigées. Cette approche simule une situation où la pêche serait restée ouverte, mais ne tient pas compte des changements dans la collecte d'échantillons. Une correction partielle peut être justifiée, car les prélèvements globaux étaient très faibles. Comme la pêche a été partiellement ouverte en 2024, nous avons considéré deux séries modifiées :

1. 2022-2023 dans laquelle 2022 et 2023 ont été corrigés pour les biais comme décrit ci-dessus et les débarquements de 2024 ont été calculés en utilisant l'approche par défaut (comme avant 2022). Lors de l'utilisation de l'approche par défaut, les DAA sont estimés comme d'habitude. Cela peut entraîner des biais dans la composition par âge et particulièrement dans la force du recrutement, car le changement brusque attendu dans la sélectivité de pêche n'est pas pris en compte, et
2. 2022-2024 dans laquelle les débarquements de 2024 ont été supposés avoir une composition par âge biaisée et ont été corrigés comme décrit ci-dessus pour 2022-2023.

Notez que les DAA dans l'évaluation sont toujours calculés pour la pêche commerciale et d'appâts, et que la composition par âge des prélèvements non comptabilisés (pêche récréative, pêche américaine, rejets commerciaux, etc.) peut seulement être supposée identique.

2.4. PRODUCTION TOTALE D'OEUFFS

Le relevé des œufs de maquereau, qui couvre le sud du GSL en juin, est mené presque chaque année depuis 1979 et constitue le principal indicateur de la tendance du stock. Le concept de base des relevés d'œufs est que si nous connaissons le nombre d'œufs qui ont été pondus, alors cela peut être utilisé pour déterminer l'abondance ou la biomasse du stock, car la production d'œufs et la taille du stock sont directement liées par la fécondité, la proportion de femelles dans le stock et leur proportion de maturité. Depuis l'Évaluation de la Stratégie de Gestion (Van Beveren *et al.* 2020) et l'évaluation du stock de 2021 (Smith *et al.* 2022), le modèle d'évaluation est ajusté directement à un indice de Production Totale d'Œufs (TEP) plutôt qu'à l'indice dérivé de SSB. La méthodologie de l'indice TEP a été révisée dans l'évaluation de 2023 et les détails sur la méthodologie révisée peuvent être trouvés dans Lehoux *et al.* (2024).

Le relevé des œufs de maquereau consiste en une grille fixe de 66 stations, qui est visitée sur une période d'environ 10 jours. À chaque station, un trait suivant un profil en dents de scie dans les 50 premiers mètres de la colonne d'eau est effectué avec des filets bongo de 61 cm (maille de 333 µm) pendant environ 10 minutes (moins s'il y a colmatage) tout en naviguant à environ 2,5 nœuds. Pour chaque année (y) et station (i), le volume d'eau de mer filtrée (V, m³), la profondeur échantillonnée (D, m), et la température moyenne dans les 10 premiers mètres de la colonne d'eau (T10, °C) ont été calculés. Les œufs de stade 1 et 5 ont été comptés (N1 et N5) à partir d'un sous-échantillon (Fr, fraction) de chaque station. Les Densités Quotidiennes d'Œufs (DQO, n/m²) ont été calculées comme suit :

$$DQO_{y,i} = \frac{((N1_{y,i} + N5_{y,i})/Fr_{y,i})}{V_{y,i}} * D_{y,i}$$

Ces valeurs ont ensuite été corrigées pour les variations du temps d'incubation des œufs en fonction de la température, en utilisant l'équation de Lockwood *et al.* (1977), donnant la Production Quotidienne d'Œufs (PQO, n/m²/jour) :

$$PQO_{y,i} = \frac{DQO_{y,i}}{e^{(-1,61 * \log(T10_{y,i}) + 7,76)}} * 24$$

La PQO pour les stations manquantes a été prédite avec un modèle mixte spatial (R INLA). La PQO moyenne de toutes les stations a été mise à l'échelle pour obtenir la Production Totale annuelle d'Œufs (PTO, n) basée sur une estimation de la proportion d'œufs pondus au moment du relevé (S) et la superficie totale du relevé (A, 6,945¹⁰ m²):

$$PTO_y = \frac{(\sum_{i=1}^{66} PQO_{y,i}/66) * A}{S_y}$$

La proportion d'œufs pondus à la date médiane du relevé S_y, par rapport à l'ensemble de la période de frai, est calculée en fonction de la progression saisonnière des gonades femelles. Au fur et à mesure que les œufs sont libérés pendant la saison de frai, l'indice gonado-somatique (IGS, pourcentage du poids du poisson déterminé par les gonades) des maquereaux femelles (zones NAFO 4T, 4V et 4W) diminue. Cette diminution est modélisée par une fonction logistique :

$$f(IGS\ Asym\ scal\ xmid) = \frac{Asym}{1 + exp\left(\frac{xmid - x}{scal}\right)}$$

où *Asym* est la valeur maximale de la courbe, *scal* est la croissance logistique ou la pente de la courbe (déterminant la durée de frai) et *xmid* est le point médian de la sigmoïde (ou le jour de frai maximum). Un modèle mixte (bibliothèque R nlme) est utilisé avec l'année comme effet

aléatoire. La pente mise à l'échelle d'une courbe logistique pour une année et un jour donnés est égale à la proportion d'œufs pondus à ce moment. S_y est alors défini comme la proportion d'œufs pondus au jour médian du relevé. Pour certaines années (1991, 1999 et 2022), il y a eu des difficultés avec l'ajustement logistique, et donc S_y était incertain (voir Lehoux *et al.* 2024 pour les détails). Pour 1991 et 1999, il y avait des preuves indépendantes basées sur la proportion de larves observées que S_y était effectivement biaisé et ces deux années ont été exclues. Pour 2022, aucune preuve de biais n'a été détectée.

Les proportions quotidiennes d'œufs pondus sont également utilisées pour estimer la durée et la saisonnalité de la ponte. Cette dernière information est importante pour valider les résultats ; lorsque la date médiane du relevé se situe en dehors de la période où 70 % des œufs sont produits, la valeur de l'indice est censée être moins précise (c'est le cas pour 2006, 2017, 2019 et 2024). Il est actuellement impossible d'intégrer les incertitudes (partiellement) estimées dans le modèle d'évaluation ou de réduire l'influence de certains points de données, étant donné que le modèle ne suppose qu'une seule erreur d'observation spécifique à l'indice.

Au cours de cette évaluation, nous avons présenté une option par défaut, mais nous avons également considéré de supprimer progressivement les valeurs du PTO pour lesquelles l'incertitude était supposée relativement importante (voir section 2.9.2.5.).

2.5. MATURITÉ À L'ÂGE

La maturité à l'âge (MAA), ou la proportion de poissons matures à un âge donné, est utilisée dans le modèle d'évaluation pour convertir la biomasse en BSR et pour relier la production d'œufs observée à celle prédite. L'ensemble de la série temporelle a été mis à jour dans l'évaluation de 2023 (Van Beveren 2024). En résumé, les données de juin-juillet de la base de données "bio" ont été utilisées pour ajuster des Modèles Linéaires Généralisés (GLMs) annuels qui prédisent la maturité en fonction de l'âge. Des fonctions de lissage spécifiques à l'âge ont ensuite été utilisées pour réduire le bruit dans la série temporelle prédite.

2.6. POIDS À L'ÂGE

Le modèle d'évaluation du stock nécessite trois matrices de poids à l'âge (PAA) comme intrants; le PAA du stock au 1er janvier (pour estimer la BSR au 1^{er} janvier, si cela présente un intérêt), le PAA du stock pendant le frai (pour estimer la BSR en juin, nécessaire dans la relation stock-recrutement et présentée par défaut) et le PAA des poissons débarqués (pour convertir le nombre estimé de poissons débarqués en poids débarqué). Les changements dans ce dernier peuvent refléter à la fois des fluctuations dans le stock et des changements dans la pêche (par exemple, se produisant plus tard dans l'année lorsque les poissons pèsent plus). Avant 2023, le PAA biologique n'était pas calculé et le PAA des poissons débarqués était utilisé comme substitut. Depuis l'évaluation de 2023, nous avons estimé le PAA des poissons en juin-juillet (également utilisé comme PAA au 1^{er} janvier) non seulement pour améliorer la modélisation de la dynamique du stock, mais aussi pour fournir un indice qui a plus de sens biologique (voir Boudreau *et al.* 2025).

Le PAA pendant le frai a été déterminé comme le poids moyen par âge des poissons dans la base de données "bio", échantillonnes pendant juin-juillet dans la pêche au filet maillant dans les zones NAFO 4TVWX. Les combinaisons âge-année avec moins de 10 poissons ont été écartées. Un modèle mixte qui suppose un processus autorégressif de premier ordre (AR1) sur l'âge, l'année et la cohorte a été appliqué pour réduire le bruit et combler les lacunes (Cadigan 2023). Le modèle est disponible dans la bibliothèque catchR.

2.7. FÉCONDITÉ À L'ÂGE

La fécondité est le lien intrinsèque entre la PTO et l'abondance des poissons femelles en frai. Dans le passé, des valeurs moyennes annuelles de fécondité agrégées par âge étaient utilisées pour aider à transformer la PTO en un indice de BSR en dehors du modèle (Smith *et al.* 2020 et avant). Actuellement, une matrice de fécondité à l'âge (FAA) est utilisée par le modèle pour effectuer la conversion de l'abondance à l'âge en PTO. Selon l'approche actuelle, la structure d'âge du stock estimée par le modèle devrait déterminer la fécondité globale du stock et donc la PTO.

La matrice d'entrée de FAA du modèle a été revue et réestimée dans l'évaluation de 2023 (voir Boudreau *et al.* 2025). Pelletier (1986) a déterminé la fécondité potentielle du maquereau bleu échantillonné dans les eaux canadiennes. Les estimations de fécondité potentielle, contrairement aux estimations de fécondité réalisée, incluent les ovocytes qui pourraient ne pas être pondus (atrésie folliculaire) et excluent les ovocytes qui pourraient se développer tout au long de la période de frai. Sur la base des données de fécondité de Pelletier, une régression linéaire robuste (bibliothèque R robust) entre la fécondité (fec), l'âge (avec les poissons de plus de 9 ans regroupés en classe 10+), et l'IGS a été estimée:

$$\log(fec) = 10.8 + 0.41 * \log(\text{âge}) + 0.71 * \log(IGS)$$

L'IGS moyen des femelles de stade 5 (c'est-à-dire, prêtes à pondre) a été déterminé pour chaque classe d'âge et année (base de données "bio"). En utilisant la régression linéaire robuste estimée, cette matrice d'IGS à l'âge a été transformée en FAA. Pour réduire le niveau de bruit et combler les lacunes, le modèle mixte mentionné précédemment utilisé pour le PAA qui suppose un processus AR1 sur l'âge, l'année et la cohorte a été appliqué à nouveau.

2.8. PROPORTION DE FEMELLES À L'ÂGE

La proportion de femelles dans la population par âge et année est utilisée pour transformer la PTO par femelle en frai en abondance totale du stock reproducteur. Avant 2023, ces valeurs étaient calculées à partir de la base de données "bio" et fluctuaient sans surprise autour de 0,5 (95 % dans [0,48-0,54]; (Smith *et al.* 2022). Depuis 2023, nous avons supposé que la vraie valeur était toujours de 0,5 (généralement dans l'intervalle de confiance des valeurs calculées) et que toute déviation était le résultat d'une erreur d'observation.

2.9. MODÈLE D'ÉVALUATION DE STOCK

2.9.1. Cadre

Le modèle (CCAM; Van Beveren *et al.* 2017) a été développé en utilisant le progiciel Template Model Builder (TMB; Kristensen *et al.* 2016) dans R (R Core Team 2023) et est largement basé sur SAM (modèle d'évaluation des stocks; Nielsen et Berg 2014; Berg et Nielsen 2016) ainsi que sur des éléments du Modèle d'Évaluation de la Morue du Nord (NCAM; Cadigan 2016). Les équations du modèle et les définitions des paramètres sont fournies dans les Tableaux S 5 et S 6. En bref, la mortalité instantanée par la pêche ($F_{a,y}$, avec a = âge et y = année) est modélisée comme un processus séparable, c'est-à-dire un produit de la sélectivité de pêche et de la mortalité par pêche annuelle. Le taux de mortalité naturelle instantané ($M_{a,y}$) est fourni comme une matrice d'entrée au modèle. Les équations de cohorte standard sont utilisées pour faire évoluer une cohorte au fil du temps sous le taux de mortalité totale prévalant ($F_{a,y} + M_{a,y}$) et incluent une erreur de processus. Une relation stock-recrutement de Beverton-Holt est appliquée. Il y a trois équations d'observation qui relient l'état du stock aux indices; une pour l'indice PTO, une pour les proportions de DAA et une pour les débarquements totaux.

Les paramètres suivants ont été utilisés:

- Classes d'âge 1 à 10 avec un groupe plus
- Sélectivité de la pêche invariable et avec un plateau pour les âges 5 et plus.
- Indice PTO relatif (capturabilité du relevé estimée)
- Erreurs de processus dépendantes de la classe d'âge (σ_{N1}^2 for $a = 1$ ou recrutement, σ_{N2+}^2 pour $a = 2-10$)
- Erreurs d'observation dépendantes de la classe d'âge pour les proportions de DAA (σ_{dp-A}^2 pour $a=1$, σ_{dp-B}^2 pour $a= \{2, 7-9\}$, σ_{dp-C}^2 pour $a=\{3-6$ notez qu'il n'y a pas de $a=10$ en raison de la transformation logit du ratio de continuation)
- Le recrutement suit une relation stock-recrutement de Beverton-Holt à 2 paramètres.
- La mortalité par pêche annuelle (Fbar) est habituellement présentée comme la moyenne des classes d'âge pleinement sélectionnées (5 à 10), ce qui correspond également à la valeur de F_y .
- Période relative du relevé/frai (t_s) fixée à 0,47 (21 juin)
- $M = 0,28$ (constant dans le temps et avec l'âge). Cette valeur était inférieure à celle utilisée dans l'évaluation précédente (0,3 dans Van Beveren *et al.* 2023a, voir section 2.9.2.4 pour les détails).

Les données d'entrée suivantes ont été utilisées:

- Données d'indices (avec erreur d'observation) :
1. Débarquements (Tableau S 7) : le modèle est qualifié de "censuré", car il utilise une approche dans laquelle les prélèvements réels sont censés se situer entre une limite inférieure et une limite supérieure, où la limite inférieure est basée sur les débarquements canadiens enregistrés et une quantité minimum de débarquements américains (limite inférieure = débarquements canadiens enregistrés * 110 % + 20 % * débarquements américains) et la limite supérieure est basée sur un plafond estimé pour les débarquements canadiens (Van Beveren *et al.* 2017; section "débarquements") et une quantité maximum de débarquements américains (limite supérieure = limite supérieure canadienne estimée + 80 % * débarquements américains). Comme dans l'évaluation précédente, nous avons supposé que la proportion de poissons du contingent nord dans les débarquements américains variait de 20 à 80 %. Les statistiques américaines incluaient les poissons débarqués commercialement, pour usage récréatif, et les rejets.
 2. En 2023, les projections de pêche récréative américaine ont dépassé les quotas commerciaux pour la première fois. Aux États-Unis, la pêche récréative est plus populaire pendant l'été lorsque le contingent nord est absent. Contrairement aux évaluations précédentes, nous avons seulement inclus les poissons débarqués à des fins récréatives en mars-avril et novembre-décembre (débarquements récréatifs * % de poissons capturés en dehors de l'été). La pêche récréative n'est pas surveillée pendant janvier-février, mais les débarquements sont supposés être nuls. Les données de pêche récréative américaine n'étaient pas disponibles avant 1981 et pour 2022-2024. Nous avons appliqué la moyenne de 2020-2021 à 2022-2024.
 3. DAA (Tableau S 8)
 4. PTO (Tableau S 9)

-
- Données pour transformer les quantités (sans erreur d'observation) :
 1. Poids à l'âge du stock au 1er juillet et au 1er janvier (Tableau S 10)
 2. Poids à l'âge des captures (Tableau S 11)
 3. Maturité à l'âge (Tableau S 12)
 4. Fécondité à l'âge (Tableau S 13)
 5. Proportion de femelles par âge : constante de 0,5 depuis l'évaluation de 2023.

2.9.2. Analyses de sensibilité clées

Dans cette évaluation, nous nous appuyons sur les analyses de sensibilité et la sélection de modèles précédente. Sur la base des travaux de Van Beveren *et al.* (2023a), nous démarrons le modèle en 1969, avons utilisé les estimations historiques de DAA pour la période 1969-1975 et des interpolations à court terme des données biologiques pour 1969-1972.

Pour cette évaluation, nous évaluons la sensibilité du modèle à un ensemble de prémisses décrites dans cette section. Nous avons comparé l'AIC, les tendances de la biomasse, du Fbar et du recrutement et les résidus lorsque c'était approprié. Notez que les résidus étaient toujours très similaires entre les analyses et ne sont mentionnés que lorsqu'ils sont notables. Notez que l'AIC ne peut pas être utilisé pour comparer des modèles avec des changements dans les données (c'est-à-dire, relevé des œufs, pêche récréative américaine).

2.9.2.1. Limite supérieure et inférieure des captures

Étant donné que nous avons réduit les débarquements récréatifs américains qui pourraient inclure des poissons du contingent nord, par rapport à la dernière évaluation, et que nous reconnaissons l'incertitude restante, nous avons vérifié la sensibilité des résultats du modèle en considérant : 1) la série chronologique ajustée des débarquements récréatifs américains (décrise ci-dessus), 2) tous les débarquements récréatifs américains (mars-décembre), et 3) aucun débarquement récréatif américain. Les résultats du modèle étaient, comme prévu, similaires jusqu'en 2022 lorsque les débarquements commerciaux américains étaient relativement plus élevés. Pour 2023-2024, F était le plus élevé lorsque tous les débarquements récréatifs américains étaient pris en compte. La biomasse et le recrutement étaient, cependant, très similaires entre les analyses. Les débarquements ajustés (1) sont utilisés dans l'évaluation du stock.

Nous avons également évalué la sensibilité à la prémissie selon laquelle la proportion du contingent nord dans la pêche américaine est de 20-80 %. Des analyses supplémentaires ont été effectuées avec 25-50 % comme dans Smith *et al.* (2022) et 50-75 %, pour s'assurer que cette prémissie n'a pas d'impact significatif sur les résultats.

2.9.2.2. Débarquements à l'âge

1. Les débarquements par âge pour 2022-2024 ont été établis en utilisant 1) l'approche par défaut, 2) une estimation modifiée des DAA pour 2022-2023 et 3) une estimation modifiée pour les trois années (2022-2024). Les DAA modifiés ont diminué la proportion de poissons d'âge 2-3 et augmenté la proportion d'âge 4-10. Pour 2023, la proportion de poissons d'âge 3 a augmenté avec les classes d'âge plus anciennes. L'AIC était le plus bas pour les DAA par défaut, tandis que la version modifiée 2022-2023 était préférée par rapport à l'approche modifiée 2022-2024. La version modifiée des DAA était considérée comme la plus réaliste, car moins de poids était accordé au grand nombre de jeunes poissons capturés dans la région des Maritimes.

-
2. Diverses combinaisons d'ensembles de paramètres pour la variance des proportions de DAA (σ_{dp}) ont été testées et présentées dans la Figure S 2. La variance est autorisée à être la plus grande pour l'âge 1 puisque ces poissons sont rarement présents dans les captures. Les âges qui ne sont pas entièrement sélectionnés par la pêche (2 ou 2-3) ou sont rares en raison de la structure d'âge tronquée (5-9 ou 7-9) ont également une variance distincte. L'AIC le plus bas a suggéré l'utilisation σ_{dp-A}^2 for a=1, σ_{dp-B}^2 for a= {2,7-9}, σ_{dp-C}^2 for a={3-6}.

2.9.2.3. Sélectivité par la pêche

Dans les modèles de base, la sélectivité à l'âge suit une courbe à plateau invariante dans le temps où la sélectivité pour les âges 5-10 est de 1. Comme mentionné précédemment, la sélectivité de la pêche pourrait avoir changé au fil du temps en partie à cause de la fermeture de 2022. Étant donné que le programme d'échantillonnage scientifique a été mené pendant trois ans au moment de l'évaluation, nous avons attribué des blocs d'années représentant les changements majeurs dans la sélectivité, ce qui a fait l'objet d'une évaluation croisée avec l'utilisation des DAA modifiés (trois prémisses de sélectivité x trois prémisses de DAA) :

1. Pas de sélectivité variable dans le temps, DAA par défaut.
2. Pas de sélectivité variable dans le temps, DAA modifiés 2022–2023.
3. Pas de sélectivité variable dans le temps, DAA modifiés 2022–2024.
4. Sélectivité variable dans le temps : bloc 1=1969-2021,2024 et bloc 2=2022–2023; DAA par défaut.
5. Sélectivité variable dans le temps : bloc 1=1969–2021 et bloc 2=2022–2024; DAA par défaut.
6. Sélectivité variable dans le temps : bloc 1=1969-2021,2024 et bloc 2=2022–2023; DAA modifiés 2022–2023.
7. Sélectivité variable dans le temps : bloc 1=1969–2021 et bloc 2=2022–2024; DAA modifiés 2022–2024.

Une 8^e analyse s'appuyant sur l'analyse 5 qui tenait compte d'un changement de sélectivité commençant vers 2000 (augmentation des senneurs et des débarquements à Terre-Neuve; Figure 1) n'a pas convergée.

L'analyse 2 a été sélectionnée. L'AIC a suggéré que la prise en compte de la sélectivité variable dans le temps (analyses 4 à 7) n'était pas meilleure que l'utilisation des DAA modifiés 2022–2023 (analyses 2-3). De plus, l'analyse 2 était similaire aux analyses 4 et 5 en termes d'AIC et de séries temporelles prédictes, mais la sélectivité prédictive pour 2022-2024 (plus faible pour les âges 2-3) était contraire aux attentes. L'analyse sélectionnée a prédit le F le plus bas et se situait dans la moyenne pour la BSR et le recrutement.

2.9.2.4. Mortalité naturelle

Une gamme de taux de mortalité naturelle instantanée entre 0,15 et 0,3 a été testée. L'AIC était le plus bas pour 0,28 avec des différences négligeables dans les tendances du stock par rapport au M=0,3 utilisé dans l'évaluation de 2023.

2.9.2.5. Indice des œufs

Une première série d'analyses de sensibilité a été réalisée pour évaluer et démontrer l'impact de l'activité de frai en dehors du sGSL. Des relevés récents d'œufs dans l'ouest et le sud de Terre-Neuve (2021-2024; Figure S 3) et Van Beveren *et al.* (2023b) ont démontré que bien que

des œufs puissent être observés en dehors du sGSL, leurs densités sont relativement mineures comparées à celles à l'intérieur du sGSL. La présence d'une biomasse relativement importante de maquereau le long des côtes ouest et sud de Terre-Neuve, pendant la saison de frai, pourrait être moins probable étant donné la faible productivité globale de la couche de surface dans ces zones; l'abondance des deux principales proies zooplanctoniques (*Calanus finmarchicus* et *C. hyperboreus*) est au moins d'un ordre de grandeur inférieure à celle du sGSL (Figure S 4).

Pour évaluer l'impact d'une couverture incomplète du relevé des œufs sur l'état estimé du stock, nous avons réalisé une simulation extrême et non corroborée, où la proportion d'œufs manqués par le relevé des œufs du sGSL augmentait jusqu'à 100 % sur l'ensemble de la série temporelle. Cela a été fait en utilisant des marches aléatoires non stationnaires et une transformation logit. Les PTO manquants ont été ajoutés à la série originale avant d'exécuter le modèle d'évaluation. Sur 200 analyses, une seule a prédit que le stock était au-dessus du PRL. Par conséquent, les observations de frai en dehors du sGSL ne changent pas notre perception générale de l'état du stock (Zone Critique).

Un deuxième ensemble d'analyses de sensibilité s'est concentré sur les années de données d'indice à inclure:

1. Sans 2022 : L'estimation de Sy pour 2022 a montré une plus grande incertitude liée à l'absence d'échantillons du début de la période de frai (sans indication de biais; Figure S 5).
2. Sans 2023 : La PTO en 2023 a montré certaines indications de biais positif (Figure S 5 et Figure S 6) et un grand résidu positif du modèle (Figure S 7). Cependant, l'exclusion de 2023 a entraîné une prédiction probablement irréaliste de faible BSR en 2024. Bien que la PTO en 2023 ait pu être légèrement surestimée, cette valeur a été conservée.
3. Sans années incertaines : Les PTO pour 2006, 2017, 2019 et 2024 ont été exclues, car la période du relevé était en dehors des intervalles de 70 % de la période du frai (Figure S 8). Ces estimations ont été conservées pour générer l'ajustement final du modèle, car malgré la présence de plus grandes incertitudes, il n'y avait pas de preuve de biais (Figure S 5 et Figure S 6). Plus précisément, la proportion estimée d'œufs pondus à la période du relevé correspondait au pourcentage de larves observées, et il n'y avait pas de signaux d'alarme dans les données, l'ajustement du modèle logistique ou les prédictions. Bien que les résidus du modèle associés à ces années étaient supérieurs à la moyenne, ils n'étaient pas manifestement différents de plusieurs autres années.

2.9.3. Projections

Des projections à court terme (3 ans) pour une gamme de différents totaux admissibles de captures (TAC) ont été réalisées comme base pour les avis concernant les saisons de pêche 2025-2026. Les spécifications et équations des projections sont fournies dans les informations supplémentaires de Van Beveren *et al.* (2020). Les projections incluaient des captures non comptabilisées projetées de façon stochastique pour le Canada et les États-Unis séparément (c'est-à-dire, erreur de mise en œuvre). Le TAC a été ajouté à ces captures estimées pour calculer les prélèvements totaux et la biomasse du stock résultante pour les années suivantes. Le TAC comprend tous les débarquements considérés comme étant sous le contrôle de la Gestion des pêches, y compris ceux de la pêche commerciale, d'appâts et des permis S52, ainsi que le maquereau capturé pour appâter le thon.

Les captures canadiennes non comptabilisées ont été censées être limitées à la pêche récréative, car la quantité de prélèvements non comptabilisés provenant d'autres sources (prises accessoires, rejets) a été considérée comme négligeable (voir résultats

"débarquements"). En raison d'une limite de prises mise en place et sans indication que la pêche récréative diminuera dans un avenir proche, nous avons tiré des valeurs indépendantes pour chaque année à partir d'une distribution normale ($N(433,5, 123,25)$), générant des résultats principalement dans la plage de 187 à 680 t; voir Tableau S 3). Il est important de noter que nous avons fait la prémissse que si la pêche réouvre (projections avec $TAC > 0$ t), il n'y aura pas d'erreur supplémentaire de mise en œuvre, car tous les débarquements d'appâts, commerciaux et de prises accessoires seront déclarés et comptabilisés dans le TAC (sans mortalité additionnelle due aux rejets ou autres). Un scénario de référence a également été fourni, dans lequel les prélèvements totaux canadiens ont été fixés à 0 t (fermeture de la pêche sans prélèvements non comptabilisés à l'exception de la pêche récréative). Un tel scénario est informatif, mais irréaliste, car une quantité minimale de prélèvements devrait toujours être attendue (prises accessoires, permis S52, activités de pêche illégales).

Les prélèvements américains futurs ont été censés être alignés avec leur spécification 2024 et leur spécification projetée pour 2025 ([spécifications 2024 et projetées pour 2025 pour l'Atlantique](#)). Les États-Unis n'avaient pas déterminé de TAC pour 2025-2026 avant l'évaluation du contingent nord. Il n'y a pas de rétroaction entre le TAC canadien et les prélèvements américains dans nos projections; c'est-à-dire qu'une augmentation du TAC canadien n'entraîne pas de diminution des débarquements américains, malgré le fait que les États-Unis ont historiquement soustrait les débarquements canadiens de leur Capture Biologique Autorisée (ABC; voir section 1.2). Les débarquements récréatifs américains futurs ont été fixés à 12 % (poissons capturés en dehors de l'été) de la moyenne de la pêche récréative déclarée durant 2020-2021. Les captures américaines ont été fixées entre le minimum de la pêche récréative (2 143 t * 0,12) et l'ABC maximum (3 200 t) tout en étant centrées autour de la somme du quota commercial, des rejets et de la pêche récréative (1 240 t).

$$\bar{E} \cdot U \cdot \text{captures}_{2025-2027} \sim \text{pert}(257, 1240, 3200)$$

Entre 20 et 80 % des débarquements américains ont été supposés provenir du contingent nord ($\text{unif}(0.2, 0.8)$). Aucune autocorrélation temporelle n'a été incluse et les changements en valeurs absolues d'une année à l'autre pourraient être importants.

Le recrutement peut être projeté en utilisant diverses méthodes, qui génèrent des différences significatives (par exemple, Van Beveren *et al.* 2021). Deux méthodes différentes ont été utilisées et présentées; selon le scénario 1, le recrutement a été projeté en utilisant la relation stock-recrutement de Beverton-Holt estimée (autocorrélation estimée sur la série temporelle complète) et selon le scénario 2, le recrutement moyen depuis 2011 a été utilisé (autocorrélation fixée à 0,9). Nous avons moyenné les résultats générés par chaque approche et fourni la plage entre parenthèses.

2.9.4. Points de référence

L'état du stock en termes de BSR a été défini par rapport au PRL officiel et au point de référence supérieur (PRS) du stock, qui ont été fixés respectivement à 40 % et 80 % de la BSR de référence, conformément à l'approche par défaut décrite dans l'approche de précaution canadienne (MPO 2009). Le point de référence de biomasse ($\text{BSR}_{F40\%}$) pour le maquereau a été précédemment défini comme la BSR correspondant à $F40\%$, une approximation de F_{RMD} . $F40\%$ est le taux de mortalité par pêche qui réduit la biomasse reproductrice par recrue à 40 % de ses niveaux non pêchés (Goodyear 1977; Shepherd 1982). $\text{BSR}_{F40\%}$ a été calculé sur la base du PAA biologique moyen et de la MAA des 15 dernières années, et du recrutement de la série temporelle complète.

2.9.5. T_{min}

T_{min} se rapporte à l'objectif du plan de rétablissement visant à faire passer le stock au-dessus du PRL d'ici 2040. Nous avons recalculé T_{min} pour évaluer si le rétablissement du stock est dans les délais initialement prévus. Van Beveren *et al.* (2023a) ont projeté que le stock pourrait sortir de la Zone Critique avec une probabilité de 75 % vers 2029. Le temps minimum pour le rétablir a été estimé en projetant le stock 10 ans dans le futur, en utilisant soit $F=0$ ou $TAC = 0$ t. Dans ce dernier scénario, une petite erreur de mise en œuvre a été ajoutée pour les captures américaines, identique à celle utilisée pour les projections à court terme (c'est-à-dire, les débarquements américains futurs entre 257 t et 3 200 t, avec la plus forte probabilité à 1 240 t). Les projections à moyen et long terme peuvent être très sensibles à une gamme de prémisses de modèle ou de données. Nous avons effectué des projections pour T_{min} en utilisant cinq modèles opérationnels différents (Tableau 1, qui reflètent les principales incertitudes du cadre déjà mises en évidence lors de l'Évaluation de la Stratégie de Gestion; Van Beveren *et al.* 2020). Chaque modèle différait par un aspect du modèle de base, qui a été défini comme le modèle d'évaluation avec le recrutement projeté par la relation stock-recrutement de Beverton-Holt (Tableau 1).

La BSR qui correspond à une probabilité de 75 % d'être au-dessus du PRL a été calculée en utilisant une nouvelle approche. Premièrement, nous avons obtenu la moyenne et le coefficient de variation (CV) de toutes les estimations de BSR sur la période 1969-2024. Une nouvelle séquence continue à échelle fine de BSR a ensuite été simulée, allant entre les estimations minimales et maximales de la série temporelle, à laquelle nous avons appliqué le CV moyen (\bar{CV}) et ses intervalles de confiance (IC) à 95 % inférieurs et supérieurs ($\bar{CV} \pm 1,96 * \sigma_{\bar{CV}}$). Pour chaque BSR simulée, la probabilité d'être au-dessus du PRL a été calculée sur la base des trois CV (valeur moyenne, inférieure et supérieure), retransformés en erreur standard. Le résultat souhaité correspondait à la biomasse (moyenne et IC à 95 %) associée à une probabilité de 75 %. Tous les calculs ont été effectués sur des valeurs log-transformées.

Tableau 1. Détails des modèles opérationnels utilisés pour déterminer T_{min} .

Nom du modèle opérationnel	Détails
OM.base	Modèle d'évaluation (avec projections du recrutement selon Beverton-Holt)
OM.recmean	projections utilisant le recrutement moyen (2011-2024)
OM.M0.25	$M = 0,25$
OM.US25-50	25-50 % des débarquements américains
OM.US50-75	50-75 % des débarquements américains

2.10. INFORMATIONS BIOLOGIQUES ADDITIONNELLES

2.10.1. Longueur à 50 % de maturité

La longueur à 50 % de maturité (L50) n'est pas utilisée dans le modèle d'évaluation, mais est présentée comme un indicateur biologique qui peut refléter des changements de maturation induits par la pêche (Lappalainen *et al.* 2016), des changements dans les conditions environnementales et des mécanismes dépendant de la densité (Cardinale et Modin 1999; Meyer *et al.* 2003). Il est important de noter que cette information peut également être utilisée

pour aider à établir des tailles minimales légales de poisson. En raison de son utilisation comme indicateur biologique, la L50 a été calculée par cohorte plutôt qu'annuellement, ce qui a plus de sens biologique, car cela reflète mieux l'histoire de vie du maquereau. Une ogive de maturité par cohorte (1973-2021) a été ajustée pour estimer la L50, en utilisant un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution binomiale et une fonction de lien logit, avec la classe de maturité comme variable de réponse binaire (immature = stades 1 et 2, mature = stades 3 à 8, suivant la classification des stades de maturité de Maguire 1981) et la longueur comme variable explicative. Il n'y avait pas suffisamment de données pour utiliser systématiquement des variables explicatives supplémentaires pour toutes les cohortes (par exemple, mois, engin, région). Nous avons plutôt fait une sélection des données d'échantillonnage de la pêche commerciale à quai pour mai-juillet, ce qui correspond au début de la saison de pêche. Les modèles ajustés ont été soumis à un rééchantillonnage sur 999 itérations en utilisant la bibliothèque "car" dans R pour produire des intervalles de confiance à 95 %. Les cohortes avec moins de 10 individus immatures, un mauvais ajustement du modèle (c'est-à-dire, 1990), ou des classes d'âge insuffisantes (c'est-à-dire, les cohortes les plus récentes) ont été exclues.

2.10.2. Impact de la pêche durant le frai

Il existe une préoccupation selon laquelle la pêche pendant la saison de frai (juin-juillet) serait plus dommageable pour le potentiel reproductif du stock, par rapport à la pêche qui se produit après le frai. Une fermeture temporelle de la pêche a été suggérée pour limiter un tel effet. Des fermetures de pêche pendant le frai ont, par exemple, été mises en œuvre pour le hareng (Molloy 1989), les poissons démersaux (Jaworski *et al.* 2006), les céphalopodes (Moltschanivskyj *et al.* 2002), le homard (Ennis 2011), et les poissons de récif (Sadovy et Domeier 2005), avec des succès variés. Overzee et Rijnsdorp (2015) ont passé en revue les facteurs qui affectent l'efficacité de ces fermetures, qui comprennent 1) la mortalité par pêche, 2) la perturbation du frai, 3) l'habitat de frai et 4) la biologie de la population. Nous avons examiné ces facteurs pour le maquereau sur la base des preuves disponibles dans la littérature et les données de pêche.

3. RÉSULTATS

3.1. DÉBARQUEMENTS

Les débarquements commerciaux et d'appâts de maquereau enregistrés dans les eaux canadiennes ont varié entre 4,3 kt et 55 kt avant la fermeture de la pêche en 2022 (1968-2021; Figure 1). Plus tôt dans la série temporelle, la plupart des débarquements étaient enregistrés sur le plateau néo-écossais (NAFO 4VWX5YZ), mais à la fin des années 1990, le sGSL (4T) est devenu la région dominante pour la pêche au maquereau. Les débarquements annuels ont considérablement augmenté de 2000 à 2010, atteignant des records d'environ 53-55 kt entre 2004 et 2007. Cette période de débarquements plus importants était due à une augmentation marquée de l'effort de pêche par les petits et grands senneurs au large des côtes de Terre-Neuve (3KL et 4R), et coïncidait avec l'arrivée de la grande classe d'âge de 1999. Cette période a été suivie par une forte diminution des débarquements qui ont atteint 4 272 t en 2015. Le TAC a été atteint pour la première fois l'année suivante (TAC de 8 000 t en 2016) et a depuis limité les débarquements totaux, à l'exception de 2017. Au moment de cette évaluation, les débarquements canadiens de maquereau enregistrés pour 2023 et 2024 étaient respectivement de 118 t (TAC 0 t) et 454 t (TAC 470 t). La pêche d'appâts a été fermée en 2024 après avoir atteint 440 t de débarquements d'appâts. Le maquereau capturé et utilisé comme appât dans la pêche au thon 2023-2024 (20 maquereaux par jour par pêcheur) n'a pas été inclus. Les débarquements des deux dernières années étaient préliminaires.

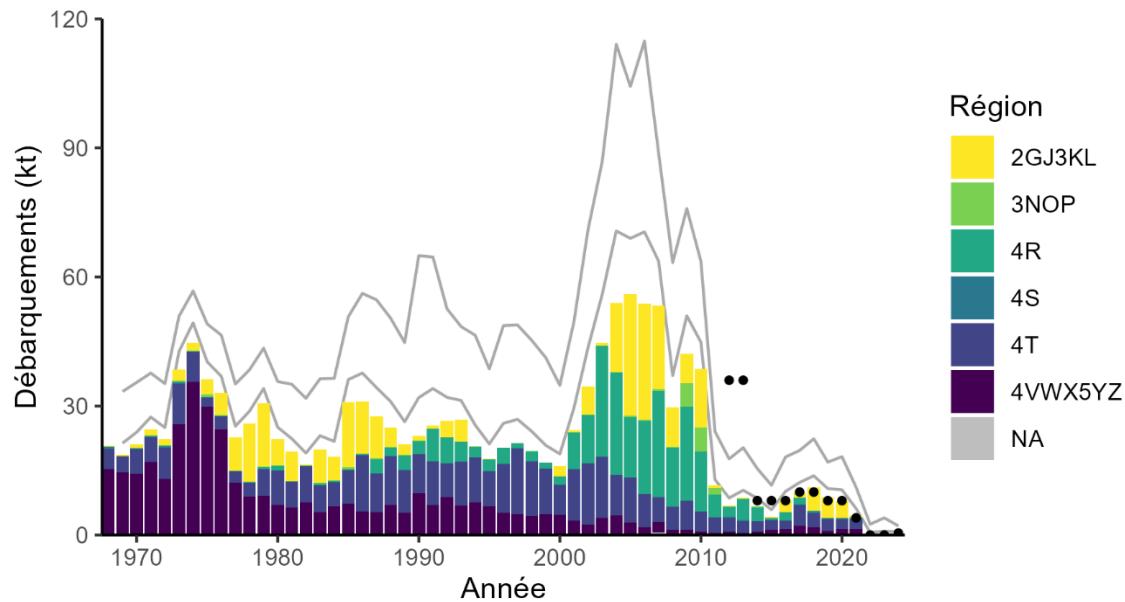


Figure 1. Débarquements de maquereau (1968-2024) des eaux canadiennes (kt). Les barres montrent les débarquements enregistrés par division(s) OPANO. Les points indiquent le Total Admissible de Captures (TAC; les TAC antérieurs ne sont pas montrés, car ils étaient fixés pour l'ensemble du stock de maquereau de l'Atlantique Ouest). Les lignes grises représentent les limites supérieures et inférieures entre lesquelles les prélèvements totaux sont estimés dans le modèle d'évaluation du stock.

Les captures sous permis en vertu de l'article 52 ont totalisé 19, 23 et 15 t en 2022, 2023 et 2024, respectivement (nombres préliminaires maximaux utilisés pour certains échantillons). Les captures ont été réalisées par toutes les régions et étaient, en raison du nombre plus élevé d'échantillons demandés en juin et juillet, plus importantes en juillet (Figure S 9).

3.2. DÉBARQUEMENTS À L'ÂGE

Les fortes classes d'âge (par exemple, 1968, 1973, 1974, 1982 et 1999) étaient apparentes dans les données annuelles de débarquements par âge (Figure 2) et leur progression d'une année à l'autre pouvait facilement être suivie. Les maquereaux de 10 ans et plus étaient plus communs avant la fin des années 1990. Depuis, la structure d'âge des captures est devenue de plus en plus tronquée. Au début des années 2010, les poissons de plus de 6 ans étaient rares dans les captures. La dernière cohorte notable qui pouvait être suivie dans les captures a été produite en 2015. En 2023-2024, les débarquements étaient dominés par les classes d'âge 2 et 3. La proportion combinée des âges 2 et 3 a été estimée à 65 et 59 % des débarquements pour 2023 et 2024, respectivement.

En raison de la fermeture de la pêche en 2022 et 2023, la composition par âge des débarquements estimée par défaut pour ces années (prises accessoires et permis de pêche expérimentale) résultait d'un changement brusque dans la sélectivité de la pêche, entravant la comparaison avec les années précédentes. Ci-dessous, nous présentons une estimation partiellement corrigée des DAA (suivant Van Beveren 2024), qui suppose que les débarquements en 2022-2023 ont été effectués de manière similaire aux années précédentes (voir Analyses de sensibilité dans la section 2.9.2.2 pour 2024). Par exemple, les débarquements et donc les échantillons du sGSL et de Terre-Neuve collectés plus tard dans l'année ont été censés être plus importants qu'en réalité, pour éviter des changements majeurs dans la sélectivité de la pêche. Il n'y avait aucune preuve que les poissons d'âge 5+

représentaient ou auraient représenté une partie importante des débarquements. Les DAA excluaient les débarquements des permis S52.

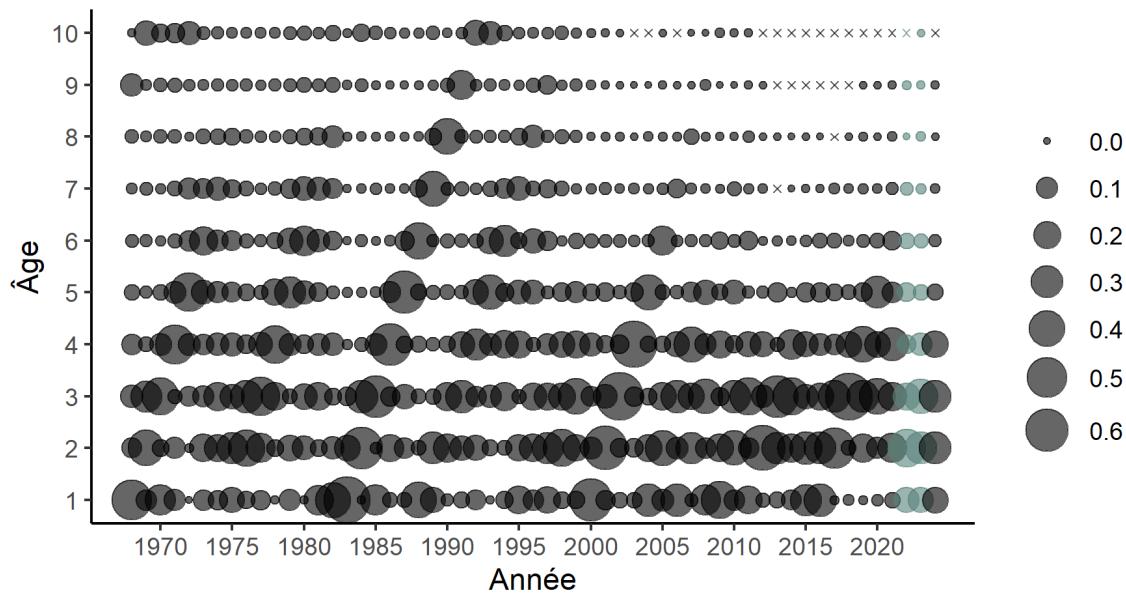


Figure 2. Graphique à bulles des débarquements par âge de maquereau (âges 1-10+) de 1968-2024 (proportions annuelles). Les croix représentent des zéros. La série temporelle est une combinaison d'estimations historiques (1968-1975) et révisées (1976-2024). Notez que 2022-2023 sont distincts des années précédentes, car les estimations sont basées sur une distribution théorique des débarquements (vert).

3.3. PRODUCTION TOTALE D'ŒUFS

La série temporelle de production totale d'œufs (PTO, Figure 3) a montré que malgré une grande variabilité entre certaines années, le nombre total d'œufs produits a diminué pour atteindre des niveaux historiquement bas au cours de la dernière décennie. Avant 1995, la production d'œufs était d'environ 500 billions d'œufs; la PTO a ensuite chuté d'environ un ordre de grandeur sur la période 1994-1999. Entre 2002 et 2004, la PTO était à nouveau à des niveaux plus élevés (moyenne de 260 billions d'œufs), correspondant à la forte cohorte de 1999 (voir DAA). Depuis 2006, la PTO est restée basse (<100 billions d'œufs). La valeur estimée pour 2023 (76 billions d'œufs) était la plus élevée depuis 2019 (100 billions). Néanmoins, l'indice a diminué en 2024 à un niveau similaire à 2021, devenant ainsi le deuxième plus bas de la série temporelle après 2012 (11 billions d'œufs). Les densités d'œufs mesurées sont présentées dans la Figure S 3 et la Figure S 4.

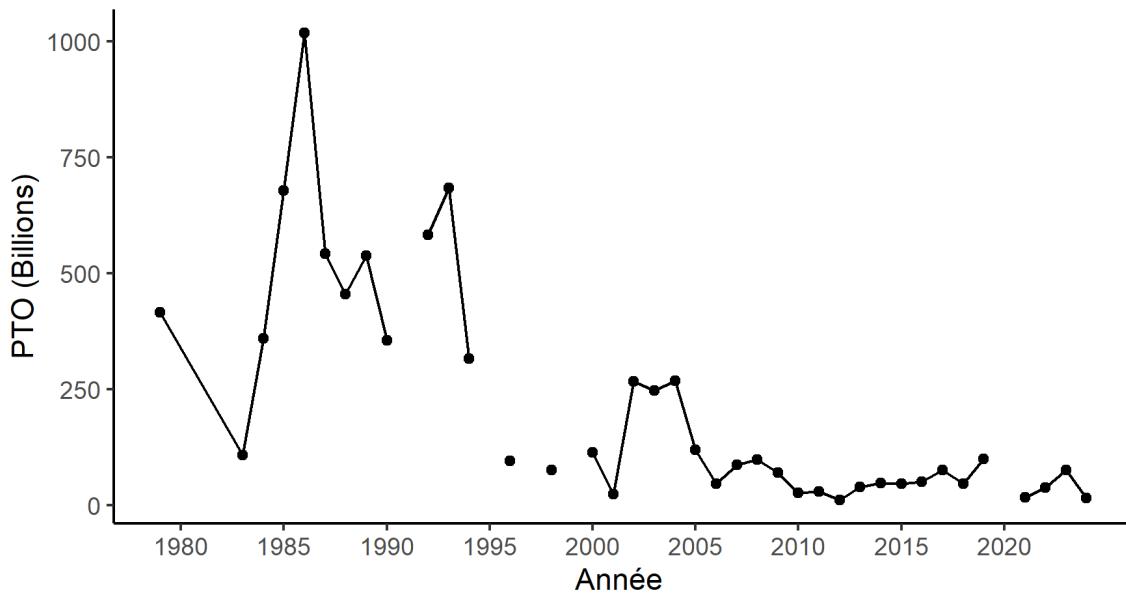


Figure 3. Production Totale d'Œufs dérivée du relevé annuel des œufs de maquereau dans le sud du golfe du Saint-Laurent (1991 et 1999 ont été retirés en raison de biais).

3.4. MATURITÉ, POIDS ET FÉCONDITÉ À L'ÂGE

Presque tous les maquereaux (>95 %) sont matures à l'âge de 3 ans (Figure 4A). La proportion de maquereaux matures à l'âge de 2 ans a été estimée à environ 0,77 (étendue: 0,56-0,90). Seulement environ 1 poisson sur 3 d'âge 1 atteint la maturité chaque année (0,02-0,48). La variabilité interannuelle dans la proportion de poissons matures d'âge 1 et 2 ne peut pas être estimée avec précision et dépend du niveau de lissage utilisé. Le poids à l'âge du maquereau était au plus bas au début de la série temporelle (1968-1974; Figure 4B). La plus forte croissance a été observée dans les cohortes produites en 1980 et dans les années environnantes. Le poids moyen des poissons pour une classe d'âge donnée est depuis resté plutôt stable. En moyenne, un maquereau d'âge 1 pèse environ 140 g, tandis qu'à l'âge 10+ ils atteignent 750 g. Le poids à l'âge des poissons dans les débarquements suit un patron similaire (Figure S 1; non lissé pour assurer que le produit des poids des poissons débarqués et des nombres totalise les débarquements déclarés). La fécondité à l'âge a légèrement augmenté d'environ 2000 à 2020, avec une légère diminution par la suite (Figure 4C). Une augmentation de la fécondité indique que pour la même quantité de PTO observée, moins de poissons devraient être présents dans l'eau. Ce changement est dû à l'augmentation observée de l'IGS des femelles de stade 5 (prêtes à pondre), qui n'est pas liée à des facteurs d'échantillonnage tels que la date de collecte. Les valeurs présentées sont lissées, et il convient de noter que le niveau exact de variabilité interannuelle est à nouveau inconnu.

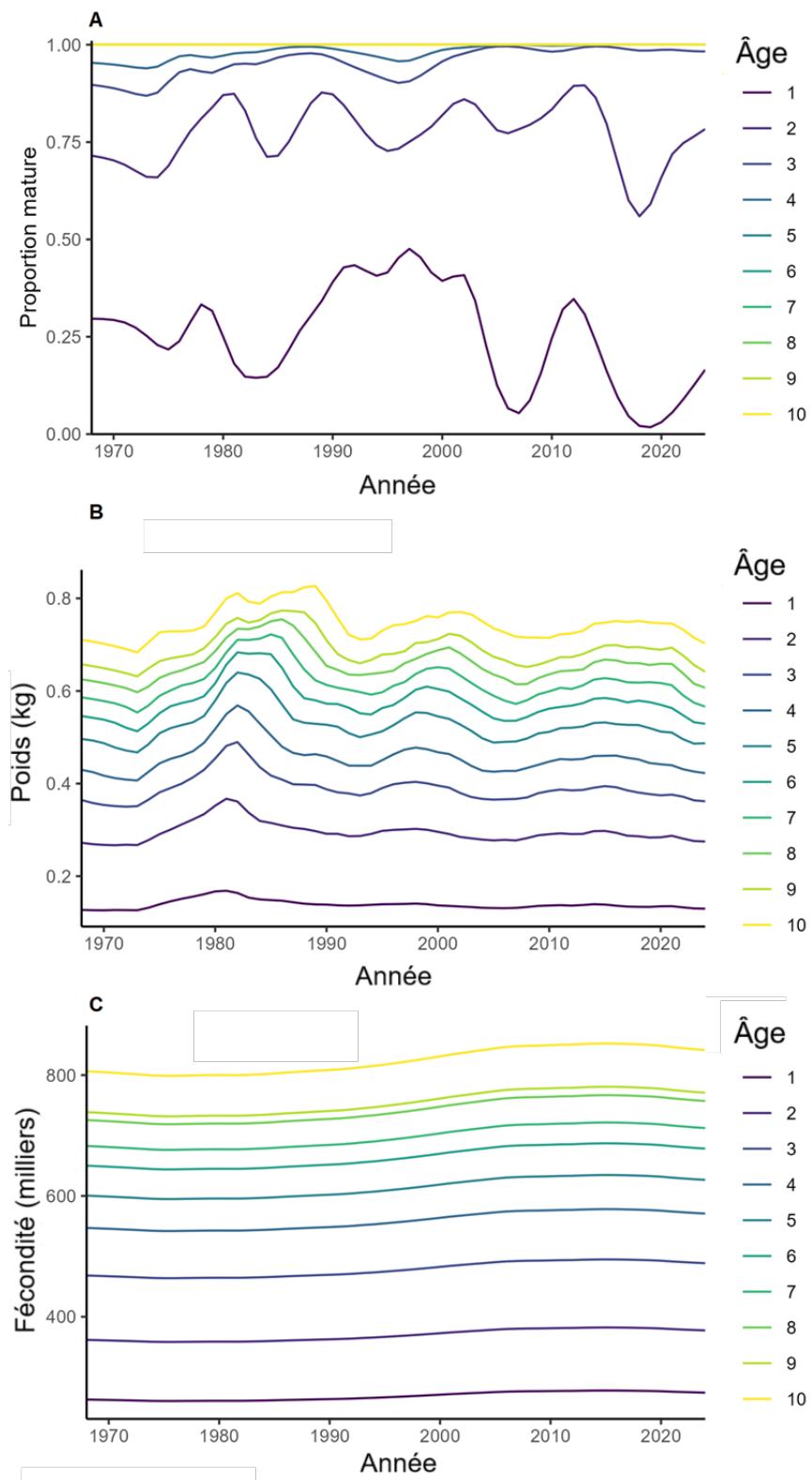


Figure 4. Maturité (A), poids du stock (B) et fécondité à l'âge (C) de 1968 à 2024. Les classes d'âge sont indiquées par différentes couleurs (âge 1 = violet, âge 10+ = jaune)

3.5. MODÈLE D'ÉVALUATION DE STOCK

3.5.1. Validation et robustesse

Les graphiques de résidus et les patrons rétrospectifs sont présentés dans les Figures S 7, S 10 et S 11. Les analyses rétrospectives avec les années finales 2023 et 2019 n'ont pas convergé. Le patron le plus important concernait l'analyse de 2020, pour laquelle il n'y avait pas d'indice d'œufs (en raison de la COVID). Les changements rétrospectifs ont été considérés comme acceptables, car il n'y avait pas de patron cohérent dans le temps (négatif ou positif), et les analyses étaient dans les intervalles de confiance actuels. Il y avait quatre valeurs aberrantes dans l'indice PTO, suggérant que la PTO en 2001, 2006, 2010 et 2012 était sous-estimée et que la PTO en 2023 était surestimée. Dans certaines évaluations précédentes, ou avec des exécutions de modèle avec un M plus faible, il y avait une diminution linéaire au fil du temps dans les résidus de la production totale d'œufs (par exemple, Fig. S3 dans Smith *et al.* 2022). Ce patron a été largement éliminé en augmentant M , car sous l'hypothèse d'un stock plus productif, des changements relativement rapides dans la PTO peuvent être plus facilement suivis (Van Beveren *et al.* 2023a). Les tests de sensibilité ont démontré que les résultats du modèle étaient également robustes face à diverses prémisses (pêche américaine, DAA, PTO, etc.; Figure S 12). Les paramètres du modèle estimés sont présentés dans le Tableau S 6 et les estimations dérivées dans le Tableau S 15. Les nombres annuels estimés par âge dans le stock sont présentés dans le Tableau S 16 et les mortalités par pêche annuelles spécifiques à l'âge dans le Tableau S 17.

3.5.2. Sorties

La BSR estimée a diminué sous le PRL (40 921 t) en 2011 (Figure 5A, Figure S 13 et Tableau S 15, BSRF40% = 102 303 t). Avec l'arrivée de la cohorte de 2015, le rapport entre la BSR et le PRL a augmenté à environ 1 en 2017 et 2018 (0,92 et 0,96, respectivement), mais a ensuite à nouveau diminué à des niveaux plus bas dans la Zone critique. La BSR a été estimée à 32 % et 35 % du PRL en 2023 et 2024, respectivement. Le dernier événement de recrutement notable a eu lieu en 2015, mais cette cohorte ne représentait qu'une fraction mineure (moins de 0,2 %) du stock en 2023 et 2024 Figure 5B-C. Il n'y avait aucune indication de recrutement substantiel depuis 2015 (Tableau S 15). Les taux de mortalité par pêche (incluant l'incertitude des captures) sont en dessous du niveau de référence ($F40\% = 0,59$) depuis 2022 en raison de la fermeture de la pêche et des faibles débarquements américains (Figure 5E-F, Tableau S 15). Selon le modèle, les taux de mortalité par pêche estimés sur le maquereau pleinement exploité (âges 5 à 10) en 2023 et 2024 étaient de 0,52 (0,14-1,8 IC 95 %) et 0,33 (0,1-1,1 IC 95 %) respectivement. Bien que le taux d'exploitation soit généralement donné pour les poissons qui sont pleinement recrutés dans la pêche, ces maquereaux ne composent plus une grande fraction de la population (Figure 5B). Le taux de mortalité par pêche pour toutes les classes d'âge, pondéré par leur abondance, était de 0,17 et 0,12 pour 2023 et 2024. Les estimations de la mortalité par pêche pour l'année d'évaluation terminale ont montré un grand intervalle de confiance en raison de la grande incertitude explicitement reconnue dans les prélèvements totaux (approche censurée). La mortalité par pêche en 2022-2024 pourrait être quelque peu surestimée en raison de la forte diminution des prélèvements globaux combinée à l'utilisation d'une marche aléatoire pour suivre le F annuel et la flexibilité imposée pour estimer les captures.

3.5.3. Projections

Les tendances projetées à court terme de la BSR par rapport au PRL sont fournies dans un tableau de décision pour différents TAC et deux scénarios de recrutement (Tableau 2). Le

niveau des prises non comptabilisées pour chaque scénario de TAC est indiqué dans les colonnes grises et la distribution de ces valeurs est représentée dans la Figure S 14. La probabilité d'atteindre le PRL (40 921 t) d'ici 2027 avec un TAC de 0 t (mais avec une pêche récréative et américaine) a été estimée à environ 30 % (l'étendue montre les valeurs de chaque scénario de recrutement). Cette probabilité diminuait à 19 % avec un TAC de 4 000 t (TAC de 2021). Avec un TAC de 500 t, il y avait une forte probabilité que la BSR augmente d'ici 2027 (>75 % de probabilité). Avec un TAC entre 1 000 t et 3 000 t, cette probabilité était modérément élevée, tandis que pour des TAC plus élevés, il y avait soit une probabilité neutre, soit une faible probabilité de croissance du stock.

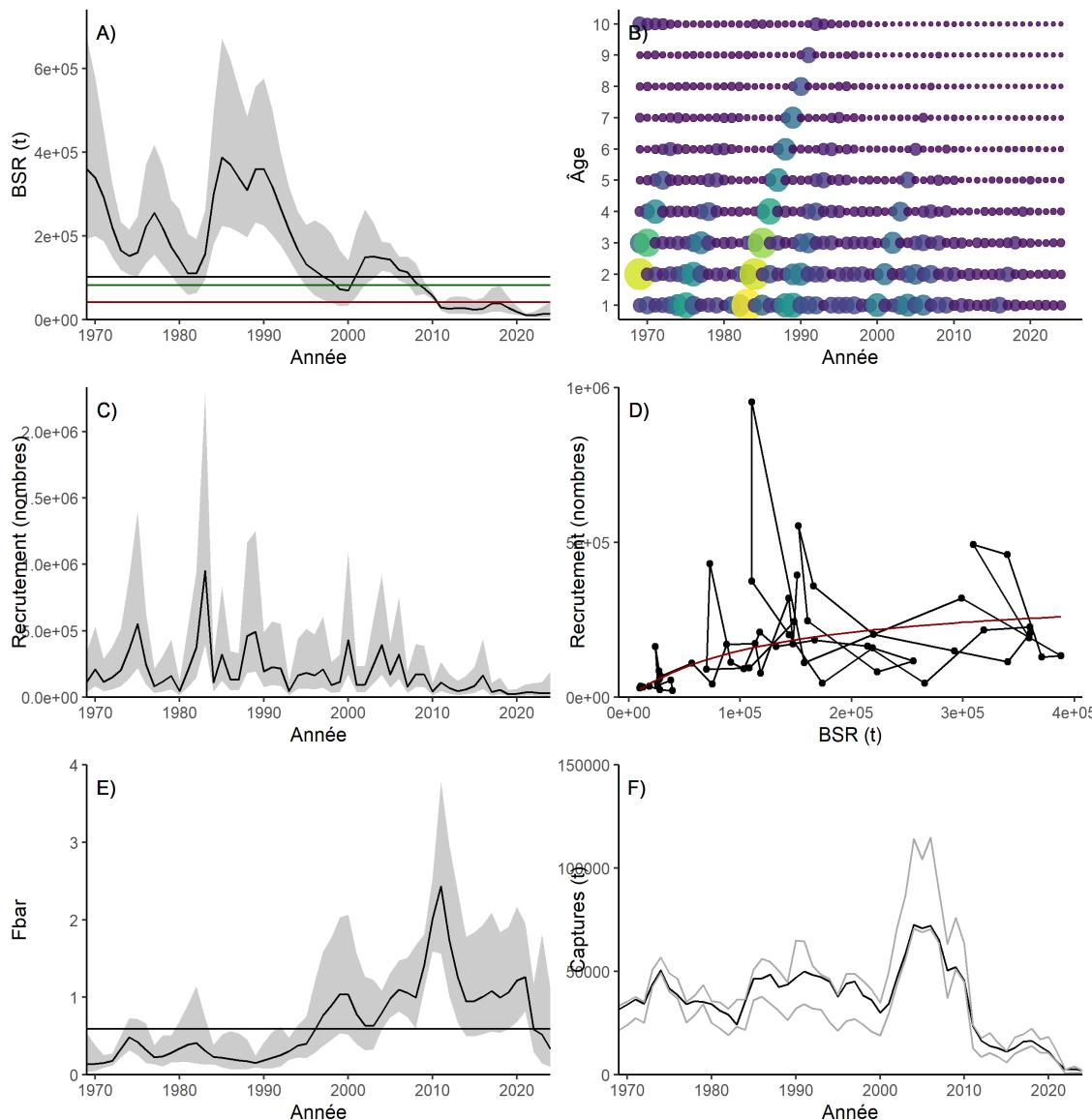


Figure 5. Sorties de modèle : (A) Biomasse du Stock Reproducteur (BSR) en juin (t) avec des lignes horizontales indiquant le point de référence de la BSR ($BSR_{F40\%}$; noir), le Point de Référence Supérieur du Stock (80% $BSR_{F40\%}$; vert) et le Point de Référence Limite (40% $BSR_{F40\%}$; rouge), (B) nombres par âge dans le stock (avec les plus grandes abondances indiquées par de grandes bulles jaunes), (C) recrutement (âge 1, nombres), (D) stock-recrutement, (E) mortalité par pêche, F_{bar} (moyenne sur les classes d'âge pleinement sélectionnées 5-10), (F) capture estimée (t, noir) entre les limites prédéterminées (gris)

Tableau 2. Projections sur trois ans selon différents totaux admissibles de captures (TAC). Le TAC inclut tous les débarquements considérés comme étant sous le contrôle de la Gestion des pêches, y compris ceux de la pêche commerciale, d'appâts et des permis S52 (20 t), et le maquereau capturé pour appâter le thon (20 t). Les projections ont été réalisées sous la prémissse que le maquereau sera également capturé en dehors du TAC, tant par les flottes canadiennes (pêche récréative) qu'américaines (colonnes ombrées; IC 95 %, invariant dans le temps). Le recrutement a été projeté en utilisant deux méthodes différentes (valeurs individuelles en gris), et la moyenne des deux est fournie en noir. Pour chaque scénario de TAC, les probabilités que la biomasse du stock reproducteur de juin (BSR) soit supérieure au Point de Référence Limite (BSR/PRL) en 2026 et 2027 sont fournies. Les probabilités de croissance de la BSR de 2025 à 2027 sont également fournies (BSR₂₀₂₇ > BSR₂₀₂₅). Les ratios entre la BSR par rapport au PRL (BSR/PRL) pour chaque scénario sont également donnés pour 2026 et 2027.

TAC (t)	Prob(BSR > PRL)		BSR ₂₀₂₇ > BSR ₂₀₂₅	BSR/PRL		Débarquements non comptabilisés				
	2026	2027		2026	2027	Canada		U.S.		
						2,5 %	97,5 %	2,5 %	97,5 %	
0	21 % (21-21 %)	30 % (30-30 %)	81 % (78-84 %)	0,56 (0,55-0,56)	0,66 (0,64-0,67)	192	674	154	1 678	
250	20,50 % (20-21 %)	29 % (29-29 %)	78 % (74-82 %)	0,54 (0,54-0,55)	0,64 (0,62-0,65)	192	674	154	1 678	
500	20,50 % (20-21 %)	28 % (28-28 %)	75 % (71-79 %)	0,54 (0,53-0,54)	0,62 (0,6-0,63)	192	674	154	1 678	
750	19,50 % (19-20 %)	27 % (27-27 %)	72,50 % (68-77 %)	0,52 (0,52-0,53)	0,6 (0,58-0,61)	192	674	154	1 678	
1000	19,50 % (19-20 %)	27 % (27-27 %)	69,50 % (65-74 %)	0,52 (0,51-0,52)	0,58 (0,57-0,6)	192	674	154	1 678	
2000	18,50 % (18-19 %)	24 % (24-24 %)	59 % (54-64 %)	0,47 (0,47-0,47)	0,51 (0,5-0,52)	192	674	154	1 678	
3000	17 % (17-17 %)	21,50 % (21-22 %)	51 % (46-56 %)	0,42 (0,42-0,43)	0,44 (0,42-0,46)	192	674	154	1 678	
4000	16 % (16-16 %)	19 % (19-19 %)	44 % (40-48 %)	0,38 (0,38-0,38)	0,37 (0,35-0,39)	192	674	154	1 678	
6000	13 % (13-13 %)	16 % (16-16 %)	33 % (29-37 %)	0,3 (0,29-0,3)	0,24 (0,22-0,27)	192	674	154	1 678	
8000	12 % (12-12 %)	13 % (13-13 %)	27 % (23-31 %)	0,23 (0,23-0,24)	0,18 (0,16-0,2)	192	674	154	1 678	

3.5.4. T_{min}

Le temps minimum pour que le stock sorte de la Zone critique ($F=0$) avec une probabilité de 75 % a été estimé entre 7 et 10 ans (9 ans pour le modèle de base; Figure 6). Dans un scénario où les États-Unis prélèveraient jusqu'à 1 240 t annuellement (prélèvements projetés pour 2025, incluant les rejets et la pêche récréative américaine), ce temps de rétablissement serait entre 8 et 11 ans (11 ans pour le modèle de base; Figure 6). La probabilité de sortir de la Zone critique augmentait directement à partir de 2025. T_{min} était plus élevé lorsque la mortalité était plus faible, ce qui est cohérent avec un stock moins productif (c'est-à-dire un recrutement prédit plus faible). Il était également plus élevé si les captures américaines contenaient un pourcentage

plus faible de captures canadiennes pour des raisons similaires. Le T_{min} estimé est légèrement plus élevé par rapport à Van Beveren *et al.* (2023a). Le rétablissement du stock hors de la Zone critique, avec une probabilité de 75 %, est repoussé d'environ 2028-2029 à environ 2031-2033.

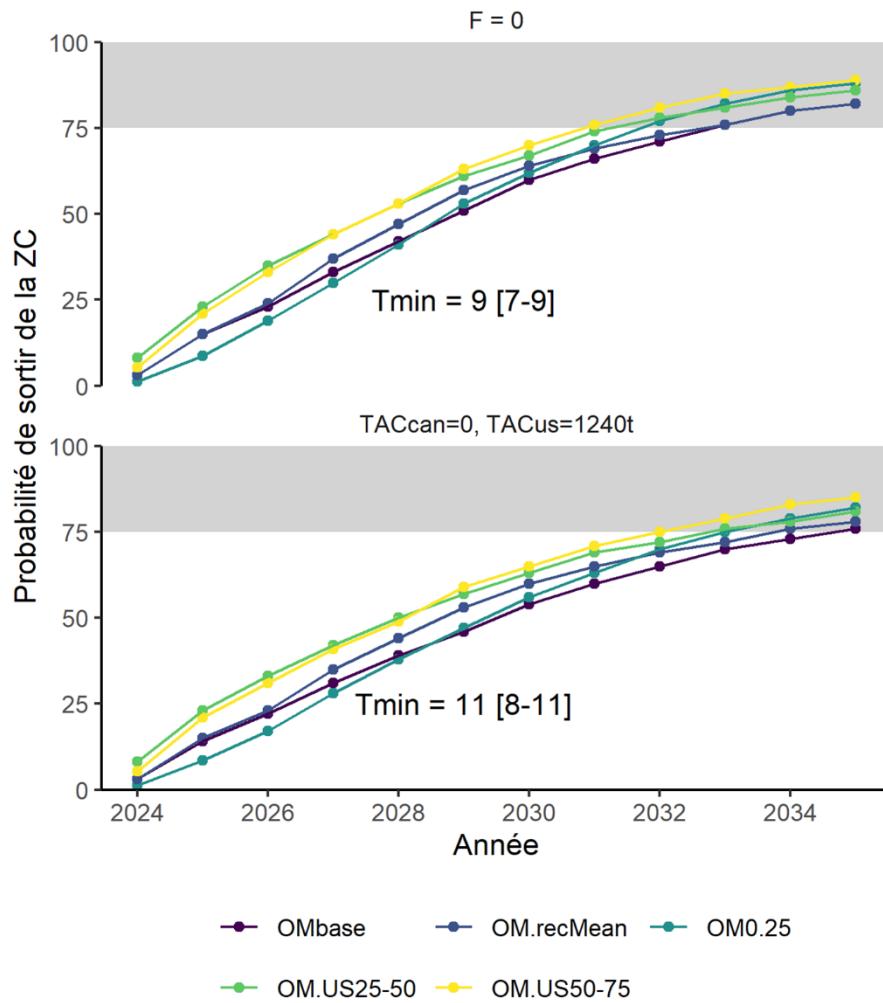


Figure 6. Probabilité (%) de sortir de la Zone critique (ZC) au cours des 10 prochaines années, sous $F = 0$ et $TAC_{can} = 0$ t (aucune capture de maquereau dans les eaux canadiennes, mais quelques pêches américaines). Le temps minimum pour rétablir avec une probabilité de 75 % sous le modèle opérationnel de base (OMbase) est annoté et l'étendue des valeurs à travers les modèles opérationnels (OM; Tableau 1) est fournie entre crochets carrés..

Il n'y a pas de BSR fixe associée à une probabilité de 75 % d'être au-dessus du PRL. Plus la BSR est élevée et plus l'erreur d'estimation est faible, plus cette probabilité seuil sera susceptible d'être atteinte. Cependant, sur la base des estimations historiques de BSR, qui ont généralement moins d'incertitude associée que les estimations de l'année terminale, une probabilité de 75 % d'être au-dessus du PRL devrait correspondre à une biomasse d'environ 1,19 fois le PRL (IC 95 % : 1,03-1,37 ; Figure S 13).

3.6. INFORMATIONS BIOLOGIQUES ADDITIONNELLES

3.6.1. Longueur à 50 % de maturité

La L50 des cohortes 1974-2021 a fluctué entre 243 mm et 298 mm, avec une moyenne de série temporelle de 265 mm (Figure 7). La L50 des deux dernières cohortes (2020 et 2021) était respectivement de 255 mm (IC 95 % : 253-257 mm) et 246 mm (IC 95 % : 243-249 mm). Depuis la cohorte de 2014, la L50 a été inférieure ou proche de la longueur commerciale minimale actuelle de 268 mm, mais n'a pas atteint un record de la série temporelle.

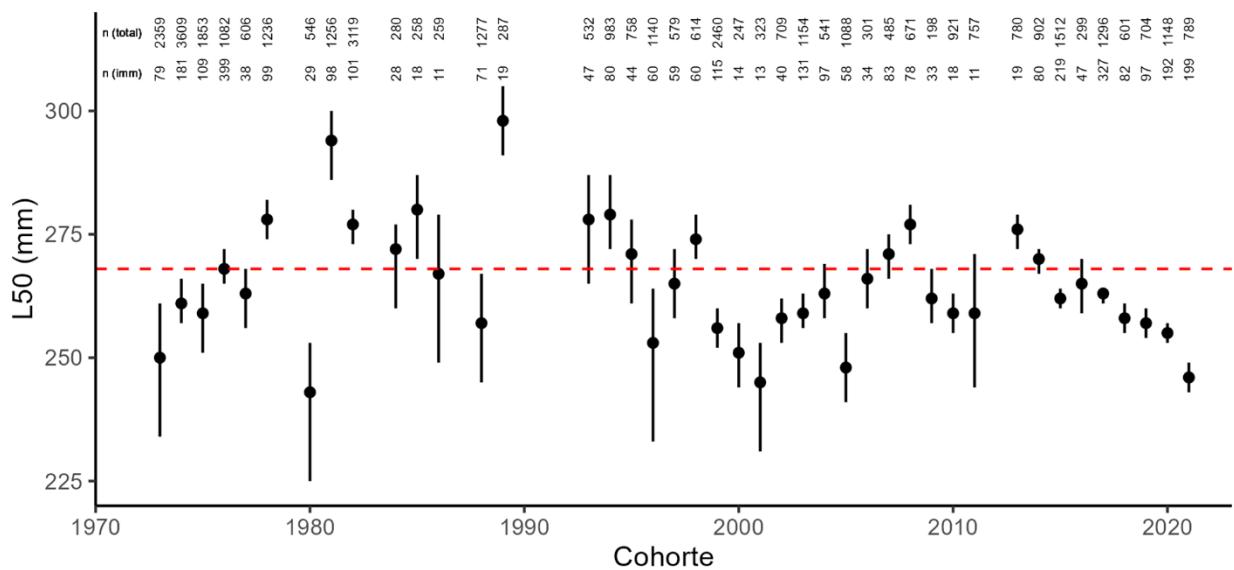


Figure 7. Longueur à 50 % de maturité (L50, mm) par cohorte (1974-2021) avec un intervalle de confiance à 95 %. La ligne horizontale rouge indique la longueur commerciale minimale actuelle de 268 mm. Le nombre d'individus utilisés pour calculer la L50 de chaque cohorte (n total) ainsi que le nombre d'individus immatures (n imm.) sont affichés en haut de la figure.

3.6.2. Impact de la pêche durant le frai

3.6.2.1. Mortalité par la pêche

Un argument pour fermer la pêche pendant la saison de frai (juin-juillet) est que la pêche durant cette période particulière peut être soit plus sélective pour des groupes spécifiques soit plus efficace, entraînant une mortalité par pêche plus élevée. La pêche pendant la période de frai peut induire une pression de pêche différente sur les groupes d'âge, les sexes ou les stades de maturité. Par exemple, les chances de capturer des classes d'âge plus âgées peuvent être plus élevées pendant la période de frai, car elles se rassemblent sur les frayères. Par conséquent, la sélection des classes d'âge plus âgées accentuerait la troncature de la structure d'âge et de taille.

Dans le sGSL, il y a un changement dans l'efficacité et l'utilisation des engins autour ou après le pic de frai. Les filets maillants sont préférentiellement utilisés jusqu'en juillet, mais les pêcheurs préfèrent les lignes et les hameçons plus tard dans la saison (Figure S 15). Ce changement de type d'engin pourrait refléter un changement dans l'écologie du maquereau entre la période pré-frai et post-frai. Nous avons donc analysé les changements dans la mortalité par pêche dans les débarquements au filet maillant. Les débarquements étaient proportionnellement plus élevés pour les filets maillants pendant la saison de frai, comme prévu, mais à l'exception des âges 1-3, les poissons plus âgés n'étaient pas ciblés de manière significativement plus importante

pendant le frai (Figure S 16). Les jeunes maquereaux étaient principalement capturés après la période de frai (voir Figure S 16 et Van Beveren *et al.* 2023b pour plus d'informations sur la période de la pêche). Nous n'avons également trouvé aucune preuve de pression différentielle sur chaque sexe entre les périodes de pêche (frai vs hors frai) avec la médiane du ratio des sexes très proche de 0,5 pendant ou en dehors du frai (Figure S 17).

Le poids moyen débarqué par sortie avec filets maillants est également similaire pendant ou après le frai (Figure S 18), ce qui indique que l'efficacité de la pêche n'est pas significativement plus élevée pendant la saison de frai. L'ensemble des données disponibles sur la sélectivité et l'efficacité temporelle des pêcheries suggère que la pêche pendant la période de frai n'est pas plus nuisible qu'en dehors de cette période.

3.6.2.2. Perturbation du frai

Les activités de pêche peuvent perturber le comportement naturel des poissons pendant la période de frai et affecter négativement la quantité ou la qualité de la progéniture produite (Mitcheson et Erisman 2012). Par exemple, le fait d'échapper aux filets ou le bruit du navire peuvent générer une réponse physiologique qui peut retarder le frai ou détériorer les œufs.

Walsh et Johnstone (1992) ont observé qu'un petit groupe de maquereaux s'éloigne du banc lorsqu'il est prêt à frayer. Le frai a probablement lieu à la fin de la poussée de vitesse en s'éloignant du banc, après quoi les poissons réintègrent le banc. Nous n'avons trouvé aucune preuve que la pêche pendant le frai, généralement au moyen de filets maillants, puisse affecter la réponse physiologique du maquereau au point d'avoir un impact sur sa capacité de reproduction. Le maquereau utilise une stratégie de minimisation des risques lors du frai ; chaque femelle peut frayer plusieurs fois (c.-à-d. frai par lots) et le frai peut avoir lieu tout au long du cycle journalier. Par conséquent, la perturbation du frai par les pêcheries devrait être minime.

3.6.2.3. Habitat de fraie

Il est peu probable que les engins pélagiques utilisés pour la pêche au maquereau causent des dommages à l'habitat de frai pélagique.

3.6.2.4. Biologie de la population

La pêche pendant la période de frai peut avoir un impact sur 1) le nombre ou la qualité des œufs, ce qui peut affecter le recrutement, et 2) la structure du stock (génétique) en raison de la sélection sur des composantes distinctes du stock.

La capture d'un poisson pendant la saison de frai a le même effet démographique que son prélèvement à n'importe quel moment de sa vie, à condition que le prélèvement antérieur n'entraîne pas de changements dans les taux de mortalité naturelle ultérieurs. Par ailleurs, le prélèvement d'un poisson pendant la période de frai peut réduire directement le rendement reproductif de la population, de façon similaire au prélèvement d'un poisson pendant la période post-fraie de l'année précédente. En outre, la relation stock-recrutement montre qu'une diminution de la biomasse en juin-juillet due à la pêche pendant la saison de frai n'aura probablement qu'un impact limité sur le recrutement. Cet impact est également censé être beaucoup plus faible que l'effet de la stochasticité environnementale sur le recrutement (Brossat *et al.* 2020). Il n'y a donc actuellement aucune preuve que la pêche pendant la saison de frai aurait un effet direct et significatif sur le potentiel de reproduction du stock.

Bourret *et al.* (2023) n'ont trouvé aucune différence génétique entre les maquereaux des divisions canadiennes de l'OPANO, ce qui suggère que ce contingent est constitué d'une seule population. Bien que le maquereau puisse frayer en dehors du sGSL, la grande majorité partage cette unique zone de frai. Il est donc peu probable que la pression de pêche exercée

pendant la saison de frai dans le sGSL cible une sous-population génétique. De plus, la pression de pêche n'est pas concentrée pendant la saison de frai (Figure S 19). Alors que la sélection d'individus plus grands (et plus âgés) peut induire des changements évolutifs, nous n'avons trouvé aucune preuve que les poissons plus âgés ou d'autres sous-composants particuliers de la population sont fortement ciblés pendant et en dehors de la période de frai (voir section 3.6.2.1).

Il n'existe actuellement aucune preuve que la pêche dans les frayères pendant la période de frai soit plus sélective, plus efficace ou qu'elle entraîne des perturbations de l'habitat ou du frai susceptibles d'avoir une incidence négative sur le potentiel de rétablissement du stock.

4. DISCUSSION

4.1. CONSIDÉRATIONS ÉCOSYSTÉMIQUES

Aucune nouvelle preuve n'est disponible depuis l'évaluation de 2023. Par conséquent, les informations présentées ci-dessous sont similaires à celles rapportées par Van Beveren *et al.* (2023a). Les considérations écosystémiques devraient être réévaluées dans un avenir proche compte tenu des changements observés dans l'écosystème depuis la dernière évaluation de leurs effets sur le maquereau (Brosset *et al.* 2020).

4.1.1. Effet écosystémique sur le stock

Cette section résume les connaissances disponibles sur la manière dont les facteurs écosystémiques affectent trois processus de productivité fondamentaux (recrutement, mortalité naturelle et croissance) qui déterminent le taux de rétablissement du stock de maquereau, et la manière dont ces connaissances ont été intégrées dans l'évaluation.

Les facteurs affectant la variabilité du recrutement du maquereau du contingent nord ont été analysés à plusieurs reprises (Runge *et al.* 1999 ; Castonguay *et al.* 2008 ; Plourde *et al.* 2015). L'étude la plus récente et la plus approfondie a démontré que le recrutement du maquereau est déterminé par l'état du stock (y compris la BSR et la condition corporelle de la mère) et les conditions d'alimentation des larves ; l'intensité de la correspondance spatiale et temporelle entre des proies larvaires spécifiques et la production d'œufs est corrélée à la force du recrutement (hypothèse de la correspondance et de la non-correspondance ; Brosset *et al.* 2020). Les changements interannuels et les gains intra-annuels de la condition corporelle, qui sont en partie à l'origine du recrutement, montrent également une corrélation avec l'abondance et la phénologie du plancton (Plourde *et al.* 2015 ; Smith *et al.* 2020). Ces connaissances pourraient théoriquement être utilisées pour informer les prévisions de recrutement sur un horizon d'un an. Cependant, les projections sont actuellement réalisées sur une période de trois ans et bien que la première année projetée soit la plus influente, la nature à échelle fine démontrée du processus de recrutement rend les projections à plus long terme informées par l'écosystème extrêmement difficiles. En l'absence de tendances directionnelles dans les facteurs environnementaux connus, nous reconnaissons l'incertitude du recrutement futur en projetant stochastiquement ce processus selon différentes hypothèses statistiques.

La mortalité naturelle causée par une série de prédateurs peut être substantielle, en particulier lorsque la BSR est faible (Van Beveren *et al.* 2024). Il n'y a actuellement aucune preuve que la mortalité naturelle ait joué un rôle clé dans le déclin du stock (pas d'augmentation correspondante). Toutefois, lorsque la BSR est faible, les prédateurs sont susceptibles d'éliminer une proportion relativement plus importante du stock et une augmentation de M affectera le rétablissement du stock. Bien qu'un effort ait été fait pour estimer une biomasse minimale prélevée par les prédateurs, cette information reste incertaine et cette incertitude,

combinée à des défis techniques, empêche actuellement son incorporation explicite dans le modèle d'évaluation.

Les facteurs écosystémiques affectant la croissance du contingent nord du maquereau n'ont pas encore fait l'objet d'une étude spécifique. La PAA du maquereau, utilisée comme donnée d'entrée de l'évaluation, ne présente pas non plus de tendances marquées dans le temps, et les variations de faible amplitude causées par l'évolution des conditions environnementales n'ont pas d'incidence significative sur l'évaluation. Bien que les composantes de l'écosystème associées à la croissance du maquereau ne soient actuellement pas prises en compte, elles sont considérées comme ayant une importance mineure dans la détermination de la productivité du stock par rapport au recrutement et à la mortalité naturelle.

Bien que les conditions environnementales déterminent le patron de migration annuel du maquereau (voir Van Beveren *et al.* 2023b pour un résumé des connaissances disponibles), il n'y a actuellement aucune preuve que les changements dans la distribution spatiale ont un impact direct sur la productivité du stock et donc sur le rétablissement.

4.1.2. Effet de la pêche sur l'écosystème

Le maquereau est une espèce de poisson-fourrage située au milieu de la chaîne alimentaire (par exemple, Savenkoff *et al.* 2005). Il joue un rôle clé dans l'écosystème en transférant l'énergie des niveaux trophiques inférieurs vers les prédateurs d'ordre supérieur. L'effet des changements induits par la pêche dans l'état des stocks de maquereau sur la plupart des prédateurs est inconnu, à l'exception du fou de Bassan. Cette espèce d'oiseau marin est le seul prédateur connu qui se nourrit principalement de maquereaux lorsqu'ils sont disponibles. Le déclin du succès de reproduction des fous de Bassan dans le SGSL a été associé à la diminution de la BSR du maquereau (Guillemette *et al.* 2018 ; d'Entremont *et al.* 2021 ; Pelletier et Guillemette 2022).

Les prises accessoires d'autres espèces dans la pêche au maquereau sont faibles et ne sont pas connues pour affecter ces stocks de manière significative.

4.2. CAUSES PROBABLES DU DÉCLIN DU STOCK

Cette évaluation soutient la conclusion de l'évaluation de 2023 selon laquelle la pression de pêche est la cause la plus probable du déclin. Pendant le déclin du stock dans la zone critique (2005-2011), les débarquements totaux étaient élevés et la pression de pêche estimée était supérieure au niveau de référence. La troncature de la structure d'âge résulte généralement d'une surexploitation ou d'une augmentation de la mortalité naturelle des poissons plus âgés, car elle ne peut pas résulter d'une augmentation de la mortalité indépendante de l'âge ou d'une réduction du recrutement. Il n'existe actuellement aucune preuve que la mortalité naturelle a augmenté au cours de cette période (Van Beveren *et al.* 2024) ou que le recrutement ait été faible (Figure 5). La perte ou la dégradation de l'habitat n'est pas une préoccupation connue pour ce stock.

4.3. QUALITÉ DE L'ANALYSE ANALYTIQUE ET LES LACUNES DANS LES DONNÉES

Bon nombre des principales incertitudes liées aux données qui ont été mises en évidence dans les évaluations précédentes (par exemple, en ce qui concerne les prélèvements totaux), ainsi que notre connaissance de la dynamique du stock, ont été en grande partie prises en compte grâce à l'utilisation du modèle actuel d'évaluation du stock. Bien qu'il subsiste des incertitudes (voir le paragraphe suivant), les tendances de l'état du stock à travers différents indices sont cohérentes et suffisamment importantes pour que l'état du stock soit considéré comme robuste.

La robustesse du modèle face à de multiples hypothèses de données a été vérifiée dans l'évaluation de 2023 (Lehoux *et al.* 2024 ; Van Beveren 2024 ; Van Beveren *et al.* 2024 ; Boudreau *et al.* 2025). Les tendances et les conclusions qui en découlent sont cohérentes pour un large éventail d'analyses de sensibilité du modèle.

Les deux principales incertitudes sont considérées comme étant (sans ordre d'importance) 1) les variations potentielles du taux de mortalité naturelle et 2) la proportion de maquereau du contingent nord capturé dans la pêcherie américaine de maquereau (voir Redding *et al.* 2020 ; Arai *et al.* 2021 ; Bourret *et al.* 2023). Une meilleure appréciation du niveau de mélange devrait permettre d'améliorer les estimations et les projections des modèles.

5. CONCLUSIONS

Le contingent nord du maquereau bleu de l'Atlantique Ouest se trouve actuellement dans la zone critique telle que définie par le cadre de l'AP du MPO (MPO 2009) et se trouve dans ou autour de cette zone depuis 2011. La structure d'âge du stock est tronquée et le recrutement moyen a été faible, en relation avec la SSB. Les projections du stock fournies dans le Tableau 2 permettront aux décideurs d'évaluer les compromis entre la BSR et les différents TAC sur une période de trois ans.

6. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier tous les pêcheurs et les organisations de pêche qui ont participé à la collecte d'échantillons de maquereau en 2023 et 2024. Nous sommes également reconnaissants à Roxanne Noël, Quentin Emblanc, Rachel Mailhot, Catherine Fortin-Tanguay et Chantal Méthot pour le temps consacré à l'analyse des échantillons de maquereau. Nous tenons également à remercier Kiersten Curti, qui nous a fourni les données de débarquement. Nous remercions également Marie-Julie Roux, qui a présidé l'évaluation, Kim Emond et Jacob Burbank pour leur examen constructif, ainsi que toutes les personnes qui ont contribué à l'examen par les pairs. Cette évaluation bénéficie également des précieuses contributions de toute une série de collaborateurs : l'équipage des NGCC Teleost et Coriolis II, le personnel de soutien technique et de gestion des données de l'Institut Maurice-Lamontagne (DAISS), le réseau d'échantilleurs à quai du MPO, les bureaux régionaux de statistiques du MPO et les responsables régionaux et nationaux de la gestion des pêches.

7. RÉFÉRENCES

- Aeberhard, W.H., Mills Flemming, J., et Nielsen, A. 2018. [Review of state-space models for fisheries science](#). Annu. Rev. Stat. Appl. 5 : 215–235.
- Arai, K., Castonguay, M., et Secor, D.H. 2021. Multi-decadal trends in contingent mixing of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) in the northwest Atlantic from otolith stable isotopes. Sci. Rep. 11(1): 6667.
- Berg, C.W., et Nielsen, A. 2016. [Accounting for correlated observations in an age-based state-space stock assessment model](#). ICES J. Mar. Sci. 73(7): 1788–1797.
- Boudreau, M., Van Beveren, E. et Plourde, S. 2025. Calcul du poids et de la fécondité selon l'âge du stock pendant la saison de fraie utilisés pour évaluer le contingent nord de maquereau (*Scomber scombrus*). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/051. iv + 48 p.

-
- Bourret, A., Smith, A., Van Beveren, E., Plourde, S., Curti, K.L., Jansen, T., Richardson, D.E., Castonguay, M., Rodriguez-Ezpeleta, N., et Parent, G.J. 2023. [Quantifying genetic differentiation and population assignment between two contingents of Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus*\) in the northwest Atlantic](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 80(7): 1084–1097.
- Brosset, P., Smith, A.D., Plourde, S., Castonguay, M., Lehoux, C., et Van Beveren, E. 2020. [A fine-scale multi-step approach to understand fish recruitment variability](#). Sci. Rep. 10(1): 1–14.
- Cadigan, N.G. 2016. [A state-space stock assessment model for northern cod, including under-reported catches and variable natural mortality rates](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 73(2): 296–308.
- Cadigan, N. 2023. [Un modèle à effets mixtes simple pour lisser et extrapolier les poids selon l'âge pour la morue présente dans la sous-division 3Ps](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/024. iv + 50 p.
- Cardinale, M., et Modin, J. 1999. [Changes in size-at-maturity of Baltic cod \(*Gadus morhua*\) during a period of large variations in stock size and environmental conditions](#). Fish. Res. 41(3): 285–295.
- Castonguay, M., Plourde, S., Robert, D., Runge, J.A., et Fortier, L. 2008. [Copepod production drives recruitment in a marine fish](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65(8): 1528–1531.
- d'Entremont, K.J.N., Guzzwell, L.M., Wilhelm, S.I., Friesen, V.L., Davoren, G.K., Walsh, C.J., et Montevercchi, W.A. 2021. [Northern gannets \(*Morus bassanus*\) breeding at their southern limit struggle with prey shortages as a result of warming waters](#). ICES J. Mar. Sci. 79(1): 50–60.
- Doniol-Valcroze, T., Van Beveren, E., Légaré, B., Girard, L. et Castonguay, M. 2019. [Le maquereau bleu \(*Scomber scombrus* L.\) dans les sous-régions 3 et 4 de l'OPANO en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/062. v + 53 p.
- Ennis, G.P. 2011. [Closed areas as a conservation strategy in the Newfoundland lobster fishery](#). Biodiversity 12(1): 11–20.
- Gíslason, D., Helyar, S.J., Óskarsson, G.J., Ólafsdóttir, G., Slotte, A., Jansen, T., Jacobsen, J.A., Ólafsson, K., Skirnisdóttir, S., Dahle, G., Siegstad, H., Joensen, H., Curti, K.L., Grégoire, F., Masse, J., Sveinsson, S., Daníelsdóttir, A.K., and Pampoulie, C. 2020. [The genetic composition of feeding aggregations of the Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus*\) in the central north Atlantic: a microsatellite loci approach](#). ICES J. Mar. Sci. 77(2): 604–612.
- Goodyear, C.P. 1977. Assessing the impact of power plant mortality on the compensatory reserve of fish populations. In Proceedings of the conference on assessing the effects of power-plant-induced mortality on fish populations. Elsevier; Ed. by V. Winkle. Pergamon Press, New York, USA. pp. 186–195.
- Guillemette, M., Grégoire, F., Bouillet, D., Rail, J.-F., Bolduc, F., Caron, A., et Pelletier, D. 2018. Breeding failure of seabirds in relation to fish depletion: Is there one universal threshold of food abundance? Mar. Ecol. Prog. Ser. 587: 235–245.
- Jaworski, A., Solmundsson, J., et Ragnarsson, S.A. 2006. [The effect of area closures on the demersal fish community off the east coast of Iceland](#). ICES J. Mar. Sci. 63(5): 897–911.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., et Bell, B.M. 2016. [TMB: Automatic differentiation and Laplace approximation](#). J. Stat. Softw. 70(5): 1–21.

-
- Lappalainen, A., Saks, L., Šuštar, M., Heikinheimo, O., Jürgens, K., Kokkonen, E., Kurkilahti, M., Verliin, A., et Vetemaa, M. 2016. [Length at maturity as a potential indicator of fishing pressure effects on coastal pikeperch \(*Sander lucioperca*\) stocks in the northern Baltic sea.](#) Fish. Res. 174: 47–57.
- Lehoux, C., Van Beveren, E., et Plourde, S. 2024. [Résultats des relevés d'œufs de maquereau \(*Scomber scombrus* L.\) dans le sud du golfe Saint-Laurent de 1979 à 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/037. v + 49 p.
- Lockwood, S.J., Nichols, J.H., et Coombs, S.H. 1977. The development rates of mackerel (*Scomber scombrus* L.) eggs over a range of temperatures. ICES CM J(13): 13 p.
- Maguire, J.J. 1981. Maturité, fécondité, ponte et évaluation de la taille du stock reproducteur du maquereau Atlantique (*Scomber scombrus*) dans le golfe du Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise, Université Laval.
- Meyer, K.A., Schill, D.J., Elle, F.S., et Lamansky Jr, J.A. 2003. [Reproductive demographics and factors that influence length at sexual maturity of Yellowstone cutthroat trout in Idaho](#). Trans. Am. Fish. Soc. 132(2): 183–195.
- Mitcheson, Y.S. de, et Erisman, B. 2012. [Fishery and biological implications of fishing spawning aggregations, and the social and economic importance of aggregating fishes](#). In *Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research and Management*. Springer Netherlands. pp. 225–284.
- Molloy, J. 1989. [The closure of herring spawning grounds in the Celtic Sea and Div. VII](#). Fishery Leaflet, Department of the Marine 145
- Moltschaniwskyj, N.A., Pecl, G.T., et Lyle, J.M. 2002. [An assessment of the use of short-term closures to protect spawning southern calamary aggregations from fishing pressure in Tasmania, Australia](#). Bull. Mar. Sci. 71: 501–514.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#)
- MPO. 2015. [Enquête sur la pêche récréative au Canada 2015](#)
- MPO. 2023. [Évaluation du contingent nord du maquereau bleu \(*Scomber scombrus*\) en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/015.
- Nielsen, A., et Berg, C.W. 2014. [Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models](#). Fish. Res. 158: 96–101.
- Ouellette-Plante, J., Van Beveren, E., Benoît, H.P. et Brassard, C. 2022. [Détails de catchR, un paquet R pour estimer la composition en âge et en longueur des captures de la pêche, avec une application à la morue franche de 3Pn4RS](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/015. iv + 71 p.
- Overzee, H.M.J. van, et Rijnsdorp, A.D. 2015. [Effects of fishing during the spawning period: Implications for sustainable management](#). Rev. Fish Biol. Fish. 25: 65–83.
- Pelletier, D., et Guillemette, M. 2022. Times and partners are a-changin': Relationships between declining food abundance, breeding success, and divorce in a monogamous seabird species. PeerJ 10: e13073.
- Pelletier, L. 1986. Fécondité du maquereau bleu, (*Scomber scombrus* L.), du golfe du Saint-Laurent. 1467 : 1–46. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.

-
- Plourde, S., Grégoire, F., Lehoux, C., Galbraith, P.S., Castonguay, M., et 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(4): 347–363.
- R Core Team. 2023. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Redding, S.G., Cooper, L.W., Castonguay, M., Wiernicki, C., et Secor, D.H. 2020. [Northwest Atlantic mackerel population structure evaluated using otolith δ 18O composition](#). ICES J. Mar. Sci. 77(7–8): 2582–2589.
- Rodríguez-Ezpeleta, N., Bradbury, I.R., Mendibil, I., Álvarez, P., Cotano, U., et Irigoien, X. 2016. [Population structure of Atlantic mackerel inferred from RAD-seq-derived SNP markers: Effects of sequence clustering parameters and hierarchical SNP selection](#). Mol. Ecol. Resour. 16(4): 991–1001.
- Runge, J.A., Castonguay, M., De Lafontaine, Y., Ringuette, M., et Beaulieu, J.L. 1999. [Covariation in climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern gulf of St. Lawrence](#). Fish. Oceanogr. 8(2): 139–149.
- Sadovy, Y., et Domeier, M. 2005. [Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study](#). Coral Reefs 24: 254–262.
- Savenkoff, C., Grégoire, F., Castonguay, M., Swain, P.D., Chabot, D., et Hanson, J.M. 2005. Main prey and predators of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in the northern and southern gulf of St. Lawrence during the mid-1980s, mid-1990s, and early 2000s. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci 2619:v+: 29p.
- Shepherd, J.G. 1982. [A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves](#). ICES J. Mar. Sci. 40(1): 67–75.
- 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.
- Smith, A.D., Girard, L., Boudreau, M., Van Beveren, E. et Plourde, S. 2022. [Évaluation du contingent nord du maquereau bleu \(*Scomber scombrus*\) en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/045. iv + 45 p.
- Studholme, P., A. L., et Morse, W.W. 1999. [Essential fish habitat source document: Atlantic mackerel, *Scomber scombrus*, life history and habitat characteristics](#). 141: 44 p. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE.
- Van Beveren, E. 2024. [Révision des prises et de la maturité selon l'âge utilisées pour évaluer le contingent nord de maquereau bleu \(*Scomber scombrus*\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/012. iv + 29 p.
- Van Beveren, E., Duplisea, D., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., Plourde, S., et Cadigan, N. 2017. [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.
- Van Beveren, E., Marentette, J.R., Smith, A., Castonguay M. et Duplisea, D.E. 2020. [Évaluation des stratégies de rétablissement du maquereau de l'Atlantique Nord-Ouest \(sous-régions 3 et 4 de l'OPANO\)](#). Secr. can. de consult. sci. Doc. de rech. 2020/021. v + 58 p.
- Van Beveren, E., Benoît, H.P., et Duplisea, D.E. 2021. [Forecasting fish recruitment in age-structured population models](#). Fish Fish. 22(5): 941–954.

-
- Van Beveren, E., Boudreau, M., Lévesque, L., Lehoux, C., Boudreau, M., et Plourde, S. 2023a. [Évaluation du contingent nord du maquereau bleu \(*Scomber scombrus*\) en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/080. v + 52 p.
- Van Beveren, E., Plourde, S., Pepin, P., Cogliati, K., et Castonguay, M. 2023b. [A review of the importance of various areas for northern contingent West-Atlantic mackerel spawning](#). ICES J. Mar. Sci. 80(1): 1–15.
- Van Beveren, E., Smith, B., Smith, L., et Pelletier, D. 2024. [Consommation du contingent nord du maquereau bleu \(*Scomber scombrus*\) par divers prédateurs](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/018. v + 46 p.
- Walsh, M., et Johnstone, A.D.F. 1992. [Spawning behaviour and diel periodicity of egg production in captive Atlantic mackerel, *Scomber scombrus* L.](#) J. Fish Biol. 40: 939–950.

8. TABLEAUX SUPPLÉMENTAIRES

Tableau S 1. Débarquements enregistrés de maquereau. Le total des États-Unis utilisé dans l'évaluation ne comprend pas les débarquements de la flotte étrangère. Les débarquements récréatifs américains excluent les débarquements d'été, qui ne contiennent probablement pas le contingent nord. Les débarquements des deux dernières années sont préliminaires.

Année	Canada	Canada Étranger	Total	États-Unis				Total	Autres pays
				Commercial	Récréatif	Rejets			
1968	11 118	9 720	20 838	3 929	NA	NA	NA	65 747	
1969	13 257	5 379	18 636	4 364	NA	NA	NA	114 189	
1970	15 710	5 296	21 006	4 049	NA	NA	NA	210 864	
1971	14 942	9 554	24 496	2 406	NA	NA	NA	355 892	
1972	16 253	6 107	22 360	2 006	NA	NA	NA	391 464	
1973	21 566	16 984	38 550	1 336	NA	NA	NA	396 759	
1974	16 701	27 954	44 655	1 042	NA	NA	NA	321 837	
1975	13 540	22 718	36 258	1 974	NA	NA	NA	271 719	
1976	15 746	17 319	33 065	2 712	NA	NA	NA	223 275	
1977	19 852	2 913	22 765	1 377	NA	NA	NA	56 067	
1978	25 429	470	25 899	1 605	NA	NA	NA	841	
1979	30 244	368	30 612	1 990	NA	NA	NA	440	
1980	22 135	161	22 296	2 683	NA	NA	NA	566	
1981	19 294	61	19 355	2 941	1 661	NA	NA	5 361	
1982	16 380	3	16 383	3 330	358	NA	NA	6 647	
1983	19 797	9	19 806	3 805	2 162	NA	NA	5 955	
1984	17 320	913	18 233	5 954	1 470	NA	NA	15 045	
1985	29 855	1 051	30 906	6 632	1 875	NA	NA	32 409	
1986	30 325	772	31 097	9 637	2 175	NA	NA	26 507	
1987	27 488	71	27 559	12 310	1 249	NA	NA	36 564	
1988	24 060	956	25 016	12 309	1 454	NA	NA	42 858	
1989	20 795	347	21 142	14 556	731	160	15 447	36 823	
1990	19 190	3 857	23 047	31 261	975	827	33 063	30 678	
1991	24 914	597	25 511	26 961	1 942	1 098	30 001	15 714	
1992	24 307	2 255	26 562	11 761	145	2 072	13 978	0	
1993	26 158	690	26 848	4 662	264	3 902	8 828	0	
1994	20 564	49	20 613	8 917	128	5 409	14 454	0	
1995	17 627	62	17 689	8 468	173	54	8 695	0	
1996	20 282	76	20 358	15 728	150	2 053	17 930	0	
1997	21 294	116	21 410	15 403	1 145	229	16 777	0	
1998	19 503	10	19 513	14 525	492	97	15 115	0	
1999	16 829	12	16 841	12 031	554	771	13 356	0	
2000	16 070	26	16 096	5 649	67	153	5 869	0	
2001	24 336	11	24 347	12 340	847	718	13 906	0	
2002	34 616	7	34 623	26 530	1 029	155	27 714	0	
2003	44 652	9	44 661	34 298	357	264	34 919	0	
2004	53 896	14	53 910	54 990	56	2 141	57 187	0	
2005	55 998	0	55 998	42 209	383	1 083	43 675	0	
2006	53 756	3	53 759	56 640	1 392	135	58 167	0	
2007	53 365	0	53 365	25 546	52	159	25 758	0	
2008	29 636	4	29 640	21 734	794	747	23 275	0	
2009	42 205	0	42 205	22 634	7	126	22 768	0	
2010	38 646	0	38 646	9 877	1 648	97	11 622	0	
2011	11 485	0	11 485	533	748	38	1 319	0	
2012	6 843	0	6 843	5 333	147	33	5 513	0	
2013	8 674	0	8 674	4 372	0	20	4 392	0	
2014	6 680	0	6 680	5 905	0	51	5 957	0	
2015	4 272	1	4 273	5 616	330	13	5 959	0	
2016	8 052	0	8 052	5 687	894	18	6 599	0	
2017	9 765	3	9 768	6 975	466	83	7 524	0	
2018	11 051	0	11 051	8 717	3	177	8 897	0	
2019	8 750	0	8 750	5 379	320	200	5 899	0	
2020	7 957	0	7 957	8 306	363	192	8 861	0	
2021	4 519	0	4 519	5 752	115	133	6 000	0	
2022	161	0	161	1 908	157	44	2 109	0	
2023	118	0	118	3 639	250	115	4 004	0	
2024	391	0	454	868	250	115	1 233	0	

Tableau S 2. Débarquements enregistrés (t) de maquereau par région du MPO. Les débarquements des deux dernières années sont préliminaires.

Année	Golfe	Maritimes	Terre-Neuve	Québec	Inconnu
1968	0	0	193	0	20 645
1969	0	0	341	0	18 295
1970	0	0	922	0	20 084
1971	0	0	1 657	0	22 839
1972	0	0	1 759	0	20 601
1973	0	0	2 917	0	35 633
1974	0	0	1 934	0	42 721
1975	0	0	3 864	0	32 394
1976	0	0	5 354	0	27 711
1977	0	0	7 925	0	14 840
1978	0	0	13 724	0	12 175
1979	0	13 995	15 331	918	368
1980	0	13 379	7 206	1 550	161
1981	0	10 914	6 930	1 450	61
1982	0	12 588	308	3 484	3
1983	0	9 318	8 314	2 165	9
1984	0	9 222	5 867	2 231	913
1985	0	11 927	15 748	2 180	1 051
1986	0	14 882	12 445	2 998	772
1987	0	11 612	13 123	2 753	71
1988	0	13 780	6 614	3 666	956
1989	0	12 528	6 015	2 252	347
1990	0	12 965	4 255	1 970	3 857
1991	0	13 288	8 377	3 249	597
1992	0	10 935	9 893	3 479	2 255
1993	0	13 275	9 710	3 173	690
1994	0	14 442	2 583	3 539	49
1995	4 724	6 681	2 842	3 380	62
1996	6 702	5 517	3 755	4 308	76
1997	8 683	5 669	1 174	5 768	116
1998	8 545	4 562	2 239	4 065	102
1999	5 215	4 797	1 410	5 407	12
2000	5 106	4 547	4 396	2 022	26
2001	8 085	4 058	8 981	3 212	11
2002	8 270	3 989	17 936	4 421	7
2003	6 396	7 183	26 475	4 597	9
2004	6 292	5 635	39 990	1 979	14
2005	6 918	5 221	42 639	1 221	0
2006	5 028	2 587	44 111	2 031	3
2007	4 202	2 837	44 577	1 750	0
2008	2 807	1 959	23 007	1 863	4
2009	4 218	1 454	34 218	2 316	0
2010	3 158	668	33 110	1 709	0
2011	2 407	416	7 317	1 345	0
2012	2 264	683	2 618	1 278	0
2013	1 602	450	5 169	1 453	0
2014	975	770	3 432	1 502	0
2015	1 206	1 183	701	1 182	1
2016	1 020	1 435	4 631	966	0
2017	3 227	2 560	2 632	1 347	3
2018	2 361	1 640	5 623	1 426	0
2019	2 030	1 047	4 814	859	0
2020	1 818	1 336	4 015	788	0
2021	1 587	1 470	602	860	0
2022	1	59	10	91	0
2023	8	47	8	55	0
2024	219	106	27	39	63

Tableau S 3. Estimés de la pêche récréatif au Canada par le MPO (2015). Aucune donnée n'étant disponible pour le Québec, les dénombremens de la Nouvelle-Écosse ont été utilisés.

Année	Terre-Neuve	Île du Prince Édouard	Nouvelle-Écosse	Nouveau-Brunswick	Québec	Total
2010	356 836	98 182	646 399	NA	NA	NA
2005	546 126	41 434	481 822	164 970	NA	NA
2000	477 720	43 069	NA	NA	NA	NA
1995	225 236	63 145	NA	157 169	NA	NA
1990	213 063	84 440	681 745	258 013	NA	NA
Nombres max.	546 126	98 182	681 745	258 013	681 745,0	2 265 811
Poids max. (kg)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	NA
Biomasse max. (t)	164	29	205	77	205	680
Nombres min.	213 063	41 434	481 822	157 169	41 434	934 922
Poids min. (kg)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	NA
Biomasse min. (t)	43	8	96	31	8	187

Tableau S 4. Échantillons de fréquences de longueurs pour 2022-2024 par région d'OPANO et mois.

Année	Mois	3K	3L	4R	4S	4T	4W	4X	Total
2022	6	0	0	0	0	1	0	0	1
2022	7	0	0	0	1	6	3	1	11
2022	8	4	1	5	0	6	3	2	21
2022	9	6	1	5	0	5	1	3	21
2022	10	4	1	3	0	0	1	3	12
2022	11	2	0	0	0	0	1	2	5
2022	total	16	3	13	1	18	9	11	71
2023	12	0	2	0	0	0	0	0	2
2023	6	0	0	0	0	6	2	3	11
2023	7	0	0	6	0	12	3	5	26
2023	8	0	0	10	0	7	3	1	21
2023	9	4	0	4	0	4	2	1	15
2023	10	4	0	0	0	1	2	1	8
2023	11	0	2	0	0	0	2	2	6
2023	total	8	4	20	0	30	14	13	89
2024	5	0	0	0	0	0	2	0	2
2024	6	0	0	2	0	9	0	3	14
2024	7	1	0	2	0	10	3	5	21
2024	8	1	1	5	0	3	2	2	14
2024	9	1	1	3	0	2	2	1	10
2024	10	0	0	3	0	2	2	1	8
2024	11	0	0	2	0	0	0	0	2
2024	total	3	2	17	0	26	11	12	71

Tableau S 5. Équations du modèle d'évaluation ($a = \text{âge}$, $y = \text{année}$, $BSR = \text{biomasse du stock reproducteur (au 1er janvier et durant le fraîcheur relevé)}$, $Sel = \text{sélectivité}$, $N = \text{abondance}$, $F = \text{mortalité par la pêche}$, $M = \text{mortalité naturelle}$, $W = \text{poids}$, $P = \text{proportion mature}$, $CU = \text{limite supérieure de captures}$, $CL = \text{limite inférieure de captures}$, $CT = \text{captures totales}$, $DP = \text{proportions des débarquements à l'âge}$, $PTO = \text{Production totale d'oeufs}$, $fec = \text{fécondité}$, $Fem = \text{proportion de femelles}$, $ts = \text{date du relevé}$, $o = \text{observé}$, $MVN = \text{normal multivariée}$, $crl = \text{logit à rapport de continuation}$, $q = \text{capturabilité de l'indice du relevé}$).

Paramètres	Formule
Abondance des cohortes	$N_{1,y} = \frac{\alpha BSR_{y-1}}{1 + \beta BSR_{y-1}} e^{\varepsilon_{1,y}^N}$ $N_{a,y} = N_{a-1,y-1} e^{-Z_{a-1,y-1} + \varepsilon_{a,y}^N}$ $N_{A,y} = [N_{A-1,y-1} e^{-Z_{A-1,y-1}} + N_{A,y-1} e^{-Z_{A,y-1}}] + e^{\varepsilon_{A,y}^N}$ $\varepsilon_{a,y}^N \sim MVN(0, \alpha_{Na}^2)$
Taux de mortalité	$F_{a,y} = Sel_a F_y$ $Z_{a,y} = F_{a,y} + M_{a,y}$ $F_y = F_{y-1} e^{\varepsilon_y^F}$ $\varepsilon_y^F \sim N(0, \sigma_{Fy}^2)$
Captures	$C_{a,y} = N_{a,y} \frac{F_{a,y}}{Z_{a,y}} [1 - e^{-Z_{a,y}}]$ $CT_y = \sum_{a=1}^A C_{a,y} W_{a,y}$ $DP_{a,y} = \frac{C_{a,y}}{\sum_{a=1}^A C_{a,y}}$ $X_{a,y} = crl(DP_{a,y})$ $l(C_{o1}, \dots, C_{oY} \theta) = \sum_{y=1}^Y \log\{\phi_N \left[\frac{\log(CU_y/CT_y)}{0.01} \right] - \phi_N \left[\frac{\log(CL_y/CT_y)}{0.01} \right]\}$ $l(X_{o_{a,y}} \theta) = \sum_{a=1}^{A-1} \sum_{y=1}^Y \left[\varphi_N \left(\frac{X_{o_{a,y}} - X_{a,y}}{\sigma_{lp}} \right) \right]$
Indice du relevé	$PTO_y = q \sum_{a=1}^A N_{a,y} e^{-Z_{a,y} t_s} fec_{a,y} Fem_{a,y} P_{a,y}$ $l(PTO_{o_y} \theta) = \sum_{a=1}^A \sum_{Y=1}^Y \log \left[\varphi_N \left(\frac{PTO_{o_y} - PTO_y}{\sigma_s} \right) \right]$
Biomasse du stock reproducteur	$BSR_y^0 = \sum_{a=1}^A N_{a,y} W_{a,y}^0 P_{a,y}$ $BSR_y^{juin} = \sum_{a=1}^A N_{a,y} e^{-Z_{a,y} t_s} W_{a,y}^{juin} P_{a,y}$

Tableau S 6. Paramètres du modèle d'évaluation.

Paramètre	Définition	Effet
$N_{a,y}$	Abondance du stock	Aléatoire
F_y	Mortalité par la pêche	Aléatoire
α	Coefficient de la relation stock-recrutement	Fixe
β	Coefficient de la relation stock-recrutement	Fixe
Sel_a	Sélectivité de la pêche	Fixe
q	Capturabilité de l'indice du relevé	Fixe
σ_N^2	Variance de l'erreur de processus	Fixe
$\sigma_{F_y}^2$	Variance de la mortalité par la pêche annuelle	Fixe
$\sigma_{dp_a}^2$	Variance de l'erreur de mesure sur les proportions de débarquement à l'âge	Fixe
σ_s^2	Variance de l'erreur de mesure du relevé	Fixe

Tableau S 7. Limites des captures (t), basées sur 20–80 % de débarquement des É.-U.

Estimé	Limite inférieure	Limite supérieure	Année
31 539	6 733	147 746	1969
33 860	11 916	96 219	1970
36 467	28 837	46 115	1971
34 361	31 447	37 545	1972
43 947	37 559	51 420	1973
50 605	45 795	55 921	1974
41 745	28 904	60 292	1975
38 515	19 653	75 482	1976
34 199	30 650	38 158	1977
35 565	16 970	74 537	1978
35 233	26 683	46 524	1979
34 149	14 773	78 938	1980
30 932	10 449	91 566	1981
29 077	9 322	90 695	1982
24 176	10 446	55 956	1983
35 441	31 451	39 938	1984
46 392	18 299	117 612	1985
46 567	15 521	139 713	1986
48 556	16 378	143 956	1987
42 417	16 891	106 518	1988
43 603	39 302	48 375	1989
46 958	19 423	113 524	1990
50 017	18 314	136 599	1991
48 280	20 120	115 857	1992
47 165	41 708	53 336	1993
45 084	38 227	53 171	1994
37 683	34 389	41 293	1995
44 034	19 035	101 861	1996
45 093	16 661	122 045	1997
38 321	13 792	106 474	1998
36 238	12 449	105 483	1999
29 860	10 643	83 776	2000
34 162	12 592	92 683	2001
47 069	18 088	122 483	2002
58 736	25 934	133 026	2003
72 609	64 868	81 274	2004
70 821	63 475	79 016	2005
72 173	66 526	78 299	2006
65 381	58 813	72 682	2007
50 354	25 261	100 370	2008
52 162	48 315	56 315	2009
45 835	42 713	49 185	2010
23 406	20 468	26 766	2011
16 392	7 010	38 330	2012
13 782	5 470	34 730	2013
12 813	5 219	31 457	2014
11 079	4 648	26 410	2015
13 115	5 455	31 533	2016
15 951	6 432	39 554	2017
16 513	6 585	41 407	2018
13 625	5 540	33 510	2019
11 029	4 841	25 127	2020
6 336	5 677	7 071	2021
2 475	2 317	2 643	2022
2 754	1 249	6 073	2023
2 069	1 896	2 258	2024

Tableau S 8. Débarquements à l'âge (en milliers de poissons). Les valeurs de 1968–1975 sont prises des évaluations précédentes, les valeurs de 1976–2021 sont rééstimées, et pour 2022–2023, les valeurs sont calculées avec la prémissse que les débarquements étaient distribués de façon similaire à 2017–2021. Notez que les DAA pour 2024 sont estimés selon la méthodologie utilisée par défaut et basés sur des données préliminaires de débarquements.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1969	5 692	26 359	18 057	2 027	929	855	1 099	440	462	9 656
1970	20 277	3 654	33 584	8 047	2 496	451	425	1 578	1 645	4 335
1971	7 156	7 389	1 702	35 931	7 620	1 753	2 203	1 526	1 879	5 517
1972	1	136	4 401	5 541	24 826	4 975	5 248	77	546	6 833
1973	9 176	20 624	9 649	9 333	13 972	22 293	8 317	2 771	837	1 603
1974	8 618	24 340	26 703	14 602	12 594	12 417	15 377	4 053	1 714	1 749
1975	14 206	24 905	13 049	11 636	7 052	7 526	5 456	3 917	825	581
1976	5 080	37 835	28 806	6 419	4 401	2 359	2 919	2 008	1 341	636
1977	4 738	14 741	29 710	8 831	1 637	913	616	656	402	416
1978	78	2 801	12 088	25 956	10 683	2 357	1 153	545	685	448
1979	6 742	11 350	1 892	7 476	18 990	11 867	4 834	1 589	1 096	1 043
1980	55	5 644	6 818	2 593	5 096	10 051	5 681	1 925	1 120	949
1981	9 477	1 758	7 835	3 988	2 553	4 571	4 983	2 054	664	344
1982	13 994	4 498	1 633	4 177	598	2 335	3 065	4 116	1 068	1 346
1983	78 918	17 821	7 124	558	650	74	60	198	448	256
1984	42	26 081	14 354	1 190	279	628	136	180	708	2 526
1985	24 874	1 026	52 656	10 199	719	232	885	197	134	2 121
1986	2 405	15 674	5 864	45 165	7 578	535	217	245	76	751
1987	1 812	5 616	8 866	2 834	35 731	4 405	168	113	50	269
1988	25 187	1 981	1 896	2 716	2 635	26 505	3 466	180	96	417
1989	6 973	13 161	1 653	966	1 057	603	16 674	2 036	277	866
1990	668	10 057	9 736	1 870	1 336	1 142	790	17 874	1 097	173
1991	2 095	8 072	16 474	8 833	1 124	1 059	1 289	1 006	12 392	477
1992	4 773	9 503	5 505	16 736	9 205	1 357	552	978	655	9 294
1993	70	2 088	6 432	5 499	18 946	9 797	1 818	714	681	6 796
1994	2 311	1 315	9 949	9 355	2 683	11 969	3 754	550	338	1 523
1995	8 310	7 697	1 089	8 018	5 814	1 607	5 627	1 981	255	443
1996	3 950	8 875	8 578	1 027	5 772	6 352	1 234	5 106	1 140	337
1997	8 943	13 843	9 997	4 822	773	3 583	2 896	660	3 285	481
1998	2 309	22 532	10 384	8 602	3 293	268	1 603	1 272	246	1 041
1999	2 117	7 213	15 843	7 631	3 982	1 397	231	529	496	197
2000	34 934	6 038	4 677	7 604	2 545	1 499	268	52	197	150
2001	5 084	45 546	9 929	3 823	4 717	1 140	872	154	46	85
2002	3 257	6 208	71 875	6 277	1 869	1 652	309	147	15	25
2003	3 488	6 495	7 141	73 199	6 927	895	743	49	2	0
2004	43 886	28 441	7 049	5 617	54 033	2 144	805	421	7	0
2005	15 975	53 982	30 633	5 588	4 103	34 126	1 550	291	106	26
2006	44 178	15 490	45 343	22 877	3 229	1 633	9 884	275	20	0
2007	2 232	32 888	22 434	45 128	9 469	1 418	949	3 970	22	5
2008	21 028	7 034	28 852	7 699	11 794	1 102	303	130	681	2
2009	52 872	26 612	7 421	25 230	4 802	7 001	221	83	6	509
2010	8 928	34 960	29 991	4 794	12 722	1 543	2 312	98	1	60
2011	6 495	2 721	13 411	4 863	440	2 011	188	291	19	17
2012	475	12 219	2 079	2 988	266	26	55	4	2	0
2013	850	6 044	12 723	602	1 654	101	0	5	0	0
2014	1 278	3 465	7 058	4 072	83	63	1	1	0	0
2015	3 699	4 074	1 997	2 115	952	124	13	4	0	0
2016	7 803	7 457	4 990	2 740	1 930	757	30	1	0	0
2017	68	17 349	9 914	3 152	1 457	1 022	248	0	0	0
2018	272	895	23 828	5 348	962	205	110	11	0	0
2019	42	5 354	7 402	9 596	1 699	376	109	63	3	0
2020	173	1 948	7 562	3 215	5 714	573	77	6	4	0
2021	411	2 677	2 574	3 749	1 053	771	147	47	7	0
2022	79	224	99	32	34	17	8	0	1	0
2023	59	107	129	43	12	9	2	1	0	0
2024	258	459	446	279	61	23	6	0	1	0

Tableau S 9. Production totale d'œufs (PTO, en billions d'œufs, 10^12).

Année	PTO
1979	415,71
1980	NA
1981	NA
1982	NA
1983	108,18
1984	358,96
1985	678,28
1986	1 017,98
1987	542,55
1988	455,01
1989	538,02
1990	354,43
1991	NA
1992	583,21
1993	683,37
1994	315,62
1995	NA
1996	94,33
1997	NA
1998	74,67
1999	NA
2000	112,66
2001	24,03
2002	266,15
2003	246,17
2004	267,24
2005	119,17
2006	45,96
2007	87,15
2008	98,37
2009	69,77
2010	25,73
2011	29,51
2012	10,86
2013	38,41
2014	47,74
2015	45,64
2016	49,52
2017	75,59
2018	45,37
2019	99,62
2020	NA
2021	16,42
2022	37,17
2023	75,87
2024	15,11

Tableau S 10. Poids à l'âge (kg) du stock (juin-juillet).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1969	0,128	0,270	0,361	0,429	0,498	0,550	0,588	0,628	0,661	0,714
1970	0,127	0,268	0,356	0,420	0,491	0,545	0,583	0,623	0,656	0,709
1971	0,128	0,267	0,353	0,415	0,481	0,537	0,578	0,617	0,650	0,703
1972	0,128	0,268	0,352	0,411	0,474	0,526	0,569	0,610	0,643	0,696
1973	0,127	0,267	0,352	0,409	0,469	0,517	0,556	0,600	0,635	0,687
1974	0,132	0,277	0,365	0,426	0,486	0,533	0,569	0,611	0,651	0,707
1975	0,139	0,289	0,381	0,444	0,509	0,554	0,589	0,628	0,665	0,727
1976	0,146	0,299	0,390	0,454	0,520	0,569	0,601	0,638	0,671	0,729
1977	0,151	0,310	0,400	0,460	0,527	0,576	0,612	0,644	0,675	0,728
1978	0,156	0,321	0,413	0,470	0,533	0,582	0,617	0,654	0,679	0,730
1979	0,161	0,332	0,429	0,488	0,547	0,591	0,626	0,663	0,693	0,739
1980	0,167	0,350	0,454	0,518	0,579	0,619	0,649	0,686	0,717	0,769
1981	0,168	0,365	0,480	0,549	0,617	0,658	0,682	0,714	0,744	0,798
1982	0,163	0,359	0,488	0,568	0,639	0,685	0,709	0,733	0,757	0,810
1983	0,154	0,335	0,462	0,556	0,636	0,682	0,709	0,733	0,748	0,793
1984	0,150	0,317	0,435	0,530	0,627	0,684	0,713	0,739	0,753	0,789
1985	0,148	0,313	0,416	0,504	0,604	0,682	0,722	0,750	0,768	0,803
1986	0,147	0,308	0,408	0,479	0,570	0,652	0,715	0,755	0,774	0,813
1987	0,144	0,303	0,398	0,466	0,539	0,612	0,679	0,742	0,774	0,814
1988	0,141	0,301	0,398	0,461	0,531	0,586	0,646	0,715	0,772	0,825
1989	0,139	0,296	0,397	0,464	0,529	0,582	0,622	0,685	0,748	0,828
1990	0,139	0,290	0,387	0,459	0,527	0,575	0,613	0,654	0,710	0,796
1991	0,137	0,290	0,381	0,449	0,523	0,574	0,607	0,646	0,680	0,757
1992	0,137	0,286	0,379	0,439	0,510	0,567	0,603	0,636	0,667	0,722
1993	0,137	0,286	0,375	0,439	0,501	0,555	0,598	0,635	0,661	0,712
1994	0,139	0,291	0,380	0,440	0,507	0,552	0,592	0,638	0,668	0,713
1995	0,140	0,297	0,391	0,451	0,514	0,566	0,597	0,640	0,679	0,730
1996	0,140	0,299	0,399	0,464	0,527	0,572	0,611	0,643	0,680	0,741
1997	0,140	0,300	0,402	0,474	0,542	0,587	0,619	0,659	0,685	0,743
1998	0,141	0,301	0,404	0,478	0,554	0,604	0,636	0,668	0,703	0,749
1999	0,140	0,299	0,400	0,475	0,553	0,611	0,647	0,679	0,704	0,760
2000	0,137	0,295	0,396	0,468	0,545	0,606	0,651	0,687	0,711	0,757
2001	0,136	0,290	0,391	0,464	0,540	0,600	0,647	0,693	0,722	0,767
2002	0,135	0,284	0,379	0,452	0,528	0,586	0,632	0,680	0,719	0,769
2003	0,134	0,281	0,371	0,439	0,514	0,573	0,617	0,664	0,705	0,764
2004	0,132	0,278	0,367	0,428	0,498	0,558	0,602	0,647	0,688	0,749
2005	0,132	0,277	0,366	0,426	0,489	0,543	0,590	0,635	0,674	0,735
2006	0,131	0,278	0,367	0,428	0,491	0,538	0,579	0,627	0,667	0,726
2007	0,132	0,277	0,367	0,428	0,492	0,538	0,572	0,614	0,657	0,717
2008	0,134	0,282	0,370	0,435	0,498	0,546	0,579	0,614	0,651	0,714
2009	0,136	0,288	0,379	0,441	0,509	0,556	0,592	0,626	0,655	0,713
2010	0,137	0,290	0,384	0,448	0,512	0,564	0,598	0,635	0,663	0,712
2011	0,138	0,292	0,387	0,454	0,520	0,567	0,606	0,641	0,671	0,720
2012	0,137	0,290	0,386	0,453	0,521	0,571	0,604	0,643	0,672	0,722
2013	0,138	0,291	0,387	0,454	0,524	0,576	0,611	0,645	0,678	0,727
2014	0,140	0,297	0,391	0,460	0,531	0,585	0,624	0,661	0,688	0,742
2015	0,140	0,297	0,395	0,460	0,532	0,587	0,627	0,667	0,697	0,745
2016	0,138	0,294	0,393	0,461	0,529	0,584	0,624	0,665	0,698	0,749
2017	0,137	0,289	0,387	0,458	0,528	0,578	0,619	0,660	0,694	0,747
2018	0,137	0,289	0,384	0,455	0,529	0,583	0,618	0,660	0,695	0,750
2019	0,138	0,289	0,383	0,449	0,524	0,581	0,621	0,658	0,693	0,748
2020	0,140	0,293	0,385	0,451	0,520	0,578	0,622	0,663	0,693	0,749
2021	0,141	0,298	0,391	0,455	0,523	0,576	0,622	0,668	0,702	0,753
2022	0,141	0,298	0,395	0,457	0,523	0,574	0,613	0,660	0,699	0,755
2023	0,130	0,276	0,364	0,426	0,486	0,532	0,575	0,616	0,656	0,715
2024	0,130	0,275	0,362	0,423	0,487	0,529	0,566	0,607	0,642	0,702

Tableau S 11. Poids à l'âge (kg) des poissons débarqués.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1969	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1970	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1971	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1972	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1973	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1974	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1975	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1976	0,177	0,294	0,358	0,458	0,499	0,568	0,592	0,618	0,645	0,673
1977	0,123	0,297	0,378	0,435	0,510	0,560	0,628	0,655	0,668	0,730
1978	0,184	0,309	0,410	0,454	0,488	0,540	0,593	0,633	0,690	0,685
1979	0,164	0,246	0,415	0,507	0,531	0,564	0,584	0,654	0,676	0,724
1980	0,202	0,410	0,441	0,522	0,595	0,612	0,636	0,680	0,718	0,737
1981	0,183	0,424	0,549	0,569	0,642	0,665	0,682	0,710	0,754	0,798
1982	0,109	0,389	0,565	0,640	0,708	0,748	0,739	0,755	0,757	0,858
1983	0,133	0,298	0,359	0,479	0,633	0,679	0,768	0,750	0,762	0,778
1984	0,220	0,301	0,434	0,514	0,695	0,725	0,730	0,818	0,788	0,823
1985	0,143	0,346	0,361	0,462	0,583	0,707	0,721	0,717	0,789	0,865
1986	0,158	0,288	0,403	0,414	0,494	0,593	0,754	0,812	0,829	0,853
1987	0,212	0,308	0,410	0,467	0,489	0,574	0,614	0,760	0,913	0,895
1988	0,128	0,359	0,434	0,486	0,527	0,559	0,629	0,714	0,857	0,878
1989	0,156	0,315	0,457	0,534	0,612	0,637	0,661	0,776	0,826	0,907
1990	0,271	0,295	0,400	0,557	0,613	0,638	0,677	0,668	0,721	0,878
1991	0,230	0,327	0,387	0,469	0,582	0,621	0,635	0,709	0,693	0,893
1992	0,163	0,276	0,393	0,446	0,509	0,580	0,611	0,692	0,682	0,709
1993	0,173	0,290	0,374	0,458	0,484	0,540	0,598	0,648	0,690	0,712
1994	0,239	0,345	0,373	0,455	0,535	0,527	0,585	0,634	0,694	0,723
1995	0,198	0,336	0,450	0,476	0,515	0,595	0,602	0,647	0,723	0,793
1996	0,206	0,323	0,445	0,536	0,555	0,601	0,644	0,667	0,716	0,805
1997	0,219	0,351	0,447	0,525	0,593	0,591	0,643	0,743	0,704	0,744
1998	0,155	0,244	0,398	0,505	0,569	0,620	0,658	0,661	0,710	0,714
1999	0,190	0,278	0,408	0,478	0,547	0,602	0,667	0,665	0,708	0,712
2000	0,179	0,294	0,375	0,465	0,552	0,604	0,653	0,726	0,713	0,703
2001	0,151	0,291	0,423	0,486	0,569	0,639	0,686	0,729	0,842	0,774
2002	0,168	0,277	0,379	0,451	0,517	0,605	0,634	0,681	0,692	0,731
2003	0,218	0,311	0,377	0,468	0,532	0,617	0,678	0,709	0,848	0,706
2004	0,202	0,289	0,390	0,479	0,541	0,588	0,655	0,773	0,710	0,681
2005	0,108	0,288	0,366	0,452	0,516	0,596	0,631	0,672	0,730	0,656
2006	0,220	0,316	0,417	0,473	0,529	0,547	0,641	0,708	0,634	0,633
2007	0,207	0,318	0,434	0,502	0,587	0,613	0,676	0,714	0,757	0,693
2008	0,165	0,302	0,423	0,505	0,535	0,613	0,682	0,584	0,706	0,767
2009	0,204	0,318	0,418	0,489	0,578	0,591	0,660	0,619	0,784	0,803
2010	0,085	0,357	0,435	0,500	0,564	0,645	0,651	0,635	0,834	0,705
2011	0,180	0,285	0,412	0,473	0,552	0,566	0,684	0,632	0,676	0,706
2012	0,220	0,338	0,406	0,496	0,552	0,639	0,768	0,648	0,648	0,708
2013	0,176	0,287	0,424	0,470	0,545	0,561	0,641	0,620	0,663	0,708
2014	0,188	0,348	0,427	0,509	0,582	0,691	0,742	0,671	0,678	0,708
2015	0,174	0,283	0,411	0,479	0,575	0,623	0,591	0,487	0,693	0,708
2016	0,147	0,277	0,407	0,484	0,534	0,563	0,597	0,753	0,708	0,708
2017	0,163	0,211	0,334	0,423	0,507	0,532	0,570	0,696	0,722	0,708
2018	0,124	0,175	0,329	0,403	0,520	0,536	0,635	0,638	0,737	0,708
2019	0,126	0,279	0,339	0,372	0,500	0,573	0,613	0,638	0,752	0,708
2020	0,137	0,318	0,387	0,439	0,454	0,539	0,619	0,631	0,773	0,683
2021	0,166	0,273	0,380	0,445	0,494	0,515	0,629	0,573	0,758	0,680
2022	0,129	0,224	0,348	0,425	0,496	0,579	0,577	0,687	0,693	0,677
2023	0,118	0,190	0,291	0,385	0,480	0,553	0,629	0,660	0,663	0,677
2024	0,113	0,212	0,259	0,321	0,430	0,481	0,615	0,475	0,658	0,674

Tableau S 12. Maturité à l'âge (proportions).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1969	0,296	0,710	0,893	0,952	1	1	1	1	1	1
1970	0,293	0,703	0,888	0,949	1	1	1	1	1	1
1971	0,287	0,692	0,882	0,946	1	1	1	1	1	1
1972	0,274	0,676	0,874	0,942	1	1	1	1	1	1
1973	0,253	0,661	0,869	0,939	1	1	1	1	1	1
1974	0,229	0,659	0,877	0,944	1	1	1	1	1	1
1975	0,217	0,688	0,904	0,958	1	1	1	1	1	1
1976	0,238	0,734	0,929	0,970	1	1	1	1	1	1
1977	0,287	0,778	0,937	0,973	1	1	1	1	1	1
1978	0,333	0,810	0,931	0,969	1	1	1	1	1	1
1979	0,317	0,839	0,928	0,967	1	1	1	1	1	1
1980	0,250	0,871	0,939	0,972	1	1	1	1	1	1
1981	0,181	0,874	0,950	0,978	1	1	1	1	1	1
1982	0,147	0,831	0,951	0,980	1	1	1	1	1	1
1983	0,145	0,760	0,950	0,981	1	1	1	1	1	1
1984	0,147	0,712	0,957	0,985	1	1	1	1	1	1
1985	0,171	0,715	0,967	0,990	1	1	1	1	1	1
1986	0,217	0,751	0,973	0,993	1	1	1	1	1	1
1987	0,266	0,802	0,977	0,995	1	1	1	1	1	1
1988	0,304	0,850	0,978	0,995	1	1	1	1	1	1
1989	0,342	0,878	0,975	0,993	1	1	1	1	1	1
1990	0,391	0,873	0,967	0,990	1	1	1	1	1	1
1991	0,428	0,845	0,954	0,985	1	1	1	1	1	1
1992	0,434	0,808	0,942	0,980	1	1	1	1	1	1
1993	0,420	0,771	0,931	0,975	1	1	1	1	1	1
1994	0,406	0,742	0,920	0,970	1	1	1	1	1	1
1995	0,415	0,727	0,910	0,963	1	1	1	1	1	1
1996	0,453	0,733	0,902	0,957	1	1	1	1	1	1
1997	0,476	0,751	0,906	0,959	1	1	1	1	1	1
1998	0,454	0,769	0,920	0,968	1	1	1	1	1	1
1999	0,415	0,790	0,939	0,979	1	1	1	1	1	1
2000	0,393	0,819	0,957	0,987	1	1	1	1	1	1
2001	0,405	0,848	0,970	0,991	1	1	1	1	1	1
2002	0,409	0,860	0,978	0,993	1	1	1	1	1	1
2003	0,343	0,847	0,986	0,995	1	1	1	1	1	1
2004	0,228	0,813	0,992	0,998	1	1	1	1	1	1
2005	0,125	0,780	0,996	0,999	1	1	1	1	1	1
2006	0,066	0,772	0,996	1,000	1	1	1	1	1	1
2007	0,053	0,783	0,994	1,000	1	1	1	1	1	1
2008	0,087	0,795	0,990	0,999	1	1	1	1	1	1
2009	0,156	0,811	0,985	0,998	1	1	1	1	1	1
2010	0,246	0,834	0,982	0,998	1	1	1	1	1	1
2011	0,320	0,867	0,984	0,998	1	1	1	1	1	1
2012	0,347	0,895	0,989	0,999	1	1	1	1	1	1
2013	0,308	0,896	0,994	0,999	1	1	1	1	1	1
2014	0,238	0,864	0,996	1,000	1	1	1	1	1	1
2015	0,162	0,796	0,995	1,000	1	1	1	1	1	1
2016	0,096	0,696	0,992	1,000	1	1	1	1	1	1
2017	0,047	0,597	0,988	1,000	1	1	1	1	1	1
2018	0,022	0,555	0,985	1,000	1	1	1	1	1	1
2019	0,019	0,587	0,985	1,000	1	1	1	1	1	1
2020	0,031	0,662	0,988	1,000	1	1	1	1	1	1
2021	0,053	0,736	0,989	1,000	1	1	1	1	1	1
2022	0,081	0,789	0,989	1,000	1	1	1	1	1	1
2023	0,127	0,765	0,983	1,000	1	1	1	1	1	1
2024	0,166	0,783	0,983	1,000	1	1	1	1	1	1

Tableau S 13. Fécondité à l'âge (nombre d'œufs).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1969	260 999	359 015	467 672	543 634	599 853	646 493	679 357	723 172	737 012	805 010
1970	260 618	358 490	466 989	542 840	598 976	645 549	678 364	722 115	735 935	803 834
1971	260 217	357 940	466 272	542 006	598 056	644 557	677 322	721 006	734 804	802 599
1972	259 797	357 362	465 519	541 131	597 090	643 516	676 229	719 842	733 618	801 304
1973	259 356	356 755	464 729	540 212	596 077	642 424	675 081	718 620	732 373	799 943
1974	258 893	356 119	463 900	539 249	595 013	641 278	673 876	717 338	731 066	798 516
1975	258 705	355 859	463 562	538 856	594 580	640 811	673 386	716 815	730 534	797 935
1976	258 727	355 890	463 602	538 903	594 632	640 866	673 444	716 877	730 597	798 004
1977	258 896	356 122	463 903	539 253	595 018	641 283	673 882	717 344	731 072	798 523
1978	259 017	356 289	464 121	539 506	595 298	641 584	674 199	717 680	731 415	798 898
1979	259 155	356 478	464 368	539 793	595 615	641 926	674 557	718 062	731 805	799 323
1980	259 196	356 534	464 441	539 878	595 708	642 026	674 663	718 175	731 919	799 448
1981	259 158	356 483	464 374	539 800	595 622	641 933	674 565	718 071	731 813	799 332
1982	259 176	356 508	464 406	539 837	595 663	641 978	674 612	718 121	731 864	799 388
1983	259 447	356 881	464 892	540 403	596 287	642 650	675 319	718 873	732 630	800 225
1984	259 737	357 280	465 412	541 007	596 953	643 369	676 074	719 677	733 450	801 120
1985	260 153	357 851	466 156	541 872	597 908	644 397	677 155	720 827	734 622	802 401
1986	260 682	358 579	467 104	542 974	599 124	645 708	678 532	722 293	736 116	804 032
1987	261 097	359 149	467 847	543 838	600 077	646 735	679 611	723 442	737 287	805 312
1988	261 500	359 704	468 571	544 678	601 005	647 735	680 662	724 560	738 427	806 556
1989	261 939	360 308	469 356	545 592	602 012	648 821	681 803	725 776	739 665	807 909
1990	262 294	360 796	469 993	546 332	602 829	649 701	682 728	726 760	740 669	809 005
1991	262 734	361 401	470 781	547 247	603 839	650 790	683 872	727 978	741 910	810 361
1992	263 322	362 210	471 835	548 472	605 191	652 247	685 403	729 608	743 571	812 175
1993	264 121	363 309	473 266	550 136	607 027	654 225	687 482	731 821	745 826	814 639
1994	264 780	364 216	474 448	551 510	608 543	655 859	689 199	733 648	747 689	816 673
1995	265 662	365 429	476 028	553 347	610 569	658 043	691 494	736 092	750 179	819 392
1996	266 565	366 671	477 646	555 227	612 645	660 280	693 845	738 594	752 729	822 178
1997	267 489	367 943	479 302	557 153	614 769	662 570	696 251	741 155	755 339	825 029
1998	268 514	369 353	481 139	559 288	617 126	665 109	698 919	743 996	758 234	828 191
1999	269 572	370 807	483 034	561 491	619 556	667 729	701 672	746 926	761 220	831 453
2000	270 690	372 345	485 037	563 820	622 126	670 498	704 582	750 024	764 377	834 901
2001	271 847	373 937	487 111	566 230	624 785	673 365	707 594	753 230	767 645	838 471
2002	272 812	375 264	488 839	568 239	627 002	675 753	710 105	755 902	770 369	841 445
2003	273 816	376 646	490 639	570 331	629 311	678 242	712 720	758 686	773 205	844 544
2004	274 758	377 941	492 327	572 293	631 475	680 575	715 171	761 295	775 865	847 448
2005	275 750	379 306	494 104	574 359	633 755	683 032	717 753	764 044	778 666	850 508
2006	276 590	380 462	495 610	576 110	635 686	685 113	719 940	766 372	781 039	853 100
2007	277 086	381 143	496 497	577 141	636 824	686 340	721 229	767 744	782 437	854 627
2008	277 414	381 595	497 086	577 825	637 580	687 154	722 084	768 655	783 365	855 641
2009	277 605	381 857	497 428	578 223	638 019	687 627	722 582	769 184	783 904	856 230
2010	277 916	382 285	497 985	578 871	638 733	688 397	723 391	770 045	784 782	857 189
2011	278 261	382 760	498 604	579 590	639 526	689 252	724 289	771 002	785 757	858 253
2012	278 442	383 009	498 929	579 967	639 943	689 701	724 761	771 504	786 269	858 812
2013	278 910	383 653	499 767	580 942	641 018	690 860	725 979	772 801	787 590	860 256
2014	279 235	384 099	500 348	581 618	641 764	691 663	726 823	773 699	788 506	861 256
2015	279 454	384 401	500 741	582 074	642 268	692 206	727 394	774 307	789 125	861 932
2016	279 492	384 453	500 809	582 153	642 355	692 300	727 493	774 412	789 233	862 049
2017	279 409	384 339	500 661	581 981	642 165	692 096	727 278	774 183	788 999	861 795
2018	279 251	384 121	500 377	581 651	641 801	691 703	726 865	773 744	788 552	861 306
2019	279 106	383 922	500 118	581 349	641 468	691 344	726 488	773 342	788 142	860 859
2020	278 741	383 420	499 464	580 589	640 629	690 440	725 538	772 331	787 112	859 733
2021	278 117	382 562	498 346	579 290	639 195	688 895	723 914	770 603	785 350	857 809
2022	277 643	381 910	497 497	578 303	638 107	687 722	722 681	769 290	784 013	856 348
2023	274 849	378 066	489 460	571 818	627 673	679 498	713 607	758 424	772 165	842 912
2024	274 391	377 437	488 646	570 866	626 628	678 367	712 419	757 162	770 880	841 510

Tableau S 14. Paramètres estimés du modèle (é.t. = écart-type).

Paramètre Estimé é.t.

$\log q$	0,80	0,04
$\log \sigma_{F_y}$	-0,70	0,09
$\log \sigma_{N_1}$	-0,11	0,08
$\log \sigma_{N_{2-10}}$	-1,03	0,08
$\log \sigma_{dpa_1}$	0,57	0,09
$\log \sigma_{dpa_{2,7-9}}$	-0,11	0,07
$\log \sigma_{dpa_{3-6}}$	-1,09	0,10
$\log \sigma_s$	-0,30	0,11
$\log \alpha$	0,97	0,33
$\log \beta$	-11,79	0,56
\logitSel_1	-2,37	0,20
\logitSel_2	-0,74	0,13
\logitSel_3	0,36	0,13
\logitSel_4	1,24	0,26

Tableau S 15. Résumé des estimés du modèle montrant la biomasse du stock reproducteur en tonnes au 1er janvier (BSR0) et le 1er juillet (BSR), recrutement à l'âge 1 (Recr.), taux instantané moyen de la mortalité par la pêche sur les poissons complètement sélectionnés ($F_{bar_{5-10}}$ or F), le point de référence limite (PRL), et de la BSR par rapport au PRL (BSR/PRL).

Année	PRL	BSR0	BSR	Recr.	F	BSR/PRL
1969	40 921	411 097	360 405	114 359	0,13	8,81
1970	40 921	387 779	339 962	208 522	0,14	8,31
1971	40 921	333 406	292 295	113 219	0,15	7,14
1972	40 921	250 405	219 528	149 362	0,18	5,36
1973	40 921	189 183	165 856	201 859	0,33	4,05
1974	40 921	173 478	152 087	359 294	0,48	3,72
1975	40 921	183 134	160 552	552 797	0,42	3,92
1976	40 921	254 209	222 863	246 256	0,32	5,45
1977	40 921	291 402	255 470	81 543	0,22	6,24
1978	40 921	249 573	218 799	116 314	0,23	5,35
1979	40 921	198 020	173 603	159 074	0,28	4,24
1980	40 921	164 230	143 979	45 239	0,34	3,52
1981	40 921	125 817	110 303	201 303	0,38	2,70
1982	40 921	125 904	110 379	373 813	0,41	2,70
1983	40 921	179 744	157 580	953 285	0,31	3,85
1984	40 921	340 735	298 720	110 911	0,23	7,30
1985	40 921	442 691	388 104	320 044	0,22	9,48
1986	40 921	422 565	370 459	133 727	0,20	9,05
1987	40 921	387 600	339 806	129 222	0,19	8,30
1988	40 921	352 562	309 088	459 998	0,17	7,55
1989	40 921	410 077	359 511	492 383	0,15	8,79
1990	40 921	410 848	360 187	191 479	0,18	8,80
1991	40 921	363 535	318 708	226 355	0,22	7,79
1992	40 921	302 804	265 466	215 892	0,25	6,49
1993	40 921	244 543	214 389	44 273	0,30	5,24
1994	40 921	190 518	167 025	163 768	0,38	4,08
1995	40 921	150 847	132 246	184 119	0,40	3,23
1996	40 921	134 230	117 678	163 589	0,57	2,88
1997	40 921	117 711	103 196	209 986	0,76	2,52
1998	40 921	104 421	91 545	91 082	0,89	2,24
1999	40 921	83 207	72 947	112 913	1,04	1,78
2000	40 921	79 634	69 814	430 186	1,03	1,71
2001	40 921	123 286	108 084	89 714	0,78	2,64
2002	40 921	169 570	148 661	94 324	0,63	3,63
2003	40 921	172 233	150 995	243 642	0,63	3,69
2004	40 921	167 914	147 209	394 477	0,80	3,60
2005	40 921	163 861	143 655	171 154	0,98	3,51
2006	40 921	135 095	118 436	319 884	1,10	2,89
2007	40 921	129 370	113 417	77 050	1,06	2,77
2008	40 921	100 400	88 020	173 110	1,00	2,15
2009	40 921	85 569	75 017	170 120	1,41	1,83
2010	40 921	64 655	56 683	42 426	2,02	1,39
2011	40 921	32 736	28 700	109 735	2,43	0,70
2012	40 921	29 570	25 924	66 979	1,73	0,63
2013	40 921	31 688	27 781	45 217	1,26	0,68
2014	40 921	30 939	27 124	57 885	0,94	0,66
2015	40 921	27 415	24 035	83 738	0,95	0,59
2016	40 921	29 852	26 171	162 698	1,01	0,64
2017	40 921	43 130	37 812	37 680	1,08	0,92
2018	40 921	44 982	39 435	54 982	0,99	0,96
2019	40 921	32 067	28 113	21 041	1,06	0,69
2020	40 921	21 394	18 756	24 207	1,21	0,46
2021	40 921	12 219	10 712	35 492	1,26	0,26
2022	40 921	11 367	9 965	34 367	0,58	0,24
2023	40 921	14 790	12 966	28 827	0,52	0,32
2024	40 921	16 386	14 365	32 337	0,33	0,35

Tableau S 16. Nombres à l'âge estimés (milliers de poissons).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1969	114,36	890,13	297,96	38,98	12,22	12,60	26,01	14,07	5,58	116,69
1970	208,52	79,25	663,49	144,94	30,93	7,68	9,08	19,66	10,98	75,40
1971	113,22	135,88	48,90	452,04	77,82	20,39	5,90	7,03	14,52	65,26
1972	149,36	68,89	79,94	56,45	233,37	43,04	18,28	3,51	4,55	53,90
1973	201,86	139,18	64,38	57,37	54,16	103,74	27,19	11,78	2,61	19,69
1974	359,29	142,57	106,54	48,83	40,99	34,95	45,02	13,36	6,03	9,32
1975	552,80	289,29	81,86	54,54	26,82	26,23	17,01	18,08	5,69	5,79
1976	246,26	478,62	213,07	43,85	25,24	13,32	14,21	8,83	8,26	5,06
1977	81,54	189,00	391,11	126,77	25,17	13,38	7,99	8,17	4,73	6,38
1978	116,31	48,36	126,76	235,22	86,89	20,58	9,35	5,22	5,06	5,73
1979	159,07	87,14	26,12	65,14	123,18	59,03	17,49	6,60	3,50	6,06
1980	45,24	107,34	53,62	20,50	37,63	63,18	33,01	10,62	4,03	5,13
1981	201,30	29,10	66,81	22,51	15,31	25,69	32,82	15,48	5,96	4,56
1982	373,81	143,05	17,01	31,62	5,77	9,67	14,78	22,92	8,06	6,27
1983	953,29	298,26	99,17	10,54	14,30	2,57	3,72	6,80	12,04	7,28
1984	110,91	891,04	220,97	23,05	4,04	7,53	1,64	2,12	4,75	24,28
1985	320,04	85,73	799,69	130,22	9,25	2,39	4,99	1,13	1,28	20,03
1986	133,73	227,84	75,43	571,75	85,06	5,63	1,75	2,68	0,71	9,51
1987	129,22	87,07	136,16	47,08	444,37	62,90	3,21	1,24	1,48	5,49
1988	460,00	84,02	47,39	55,62	30,54	371,71	42,31	2,06	0,83	4,73
1989	492,38	345,11	52,91	27,74	26,79	15,61	352,08	25,13	1,34	3,92
1990	191,48	397,01	224,84	31,97	18,90	17,20	11,28	246,00	15,57	3,21
1991	226,36	140,14	308,14	142,09	17,76	12,34	11,79	7,93	153,45	10,69
1992	215,89	164,21	86,94	212,89	93,16	12,43	7,33	7,36	4,96	86,46
1993	44,27	151,10	103,49	49,99	151,16	61,75	8,20	4,43	4,23	43,02
1994	163,77	27,03	116,41	82,95	25,21	93,19	31,17	4,67	2,50	16,86
1995	184,12	113,79	14,86	72,69	51,00	13,32	46,92	15,63	2,44	7,25
1996	163,59	127,79	69,50	7,85	36,71	32,80	6,75	26,45	7,48	4,09
1997	209,99	117,00	77,83	32,03	3,74	17,04	14,83	2,86	12,04	4,18
1998	91,08	152,42	65,52	40,65	13,81	1,34	6,26	5,28	0,99	4,66
1999	112,91	60,08	86,81	31,39	15,84	4,54	0,52	1,87	1,56	1,34
2000	430,19	76,30	29,60	36,07	9,89	5,18	1,06	0,16	0,49	0,63
2001	89,71	351,46	43,22	12,80	12,49	2,59	1,47	0,25	0,05	0,23
2002	94,32	61,28	351,28	26,57	6,22	5,13	0,95	0,38	0,07	0,08
2003	243,64	61,98	37,27	274,40	17,95	3,08	2,31	0,40	0,10	0,05
2004	394,48	188,24	35,80	21,69	171,97	6,72	1,71	1,01	0,14	0,04
2005	171,15	297,06	113,13	17,29	9,95	75,92	2,67	0,62	0,23	0,06
2006	319,88	114,94	174,30	56,42	7,36	3,41	23,75	0,71	0,18	0,05
2007	77,05	228,44	63,76	96,45	16,59	2,14	0,89	7,81	0,14	0,05
2008	173,11	48,34	137,40	29,43	40,33	3,76	0,53	0,22	2,80	0,04
2009	170,12	116,21	23,85	68,07	11,32	15,79	0,96	0,12	0,05	1,04
2010	42,43	108,96	53,03	7,12	19,85	2,32	3,23	0,20	0,02	0,22
2011	109,74	22,17	40,24	10,04	0,88	2,74	0,26	0,32	0,02	0,02
2012	66,98	70,93	7,26	10,03	0,99	0,07	0,15	0,02	0,02	0,00
2013	45,22	50,51	37,22	1,66	2,68	0,18	0,01	0,01	0,00	0,00
2014	57,88	30,89	32,15	17,43	0,57	0,39	0,02	0,00	0,00	0,00
2015	83,74	40,58	17,18	13,86	4,82	0,32	0,06	0,01	0,00	0,00
2016	162,70	59,25	20,35	8,25	5,24	1,73	0,07	0,01	0,00	0,00
2017	37,68	133,87	34,19	8,45	2,94	1,77	0,43	0,01	0,00	0,00
2018	54,98	27,62	81,63	15,71	3,03	0,77	0,42	0,07	0,00	0,00
2019	21,04	39,56	21,30	31,04	4,84	0,93	0,25	0,12	0,02	0,00
2020	24,21	13,33	21,75	8,04	11,09	1,39	0,27	0,07	0,03	0,00
2021	35,49	15,52	6,60	7,85	2,33	1,70	0,24	0,09	0,02	0,01
2022	34,37	24,66	7,22	2,04	1,65	0,56	0,32	0,03	0,03	0,01
2023	28,83	26,64	16,46	4,08	1,09	0,64	0,17	0,12	0,02	0,01
2024	32,34	20,64	16,81	8,97	1,86	0,68	0,23	0,05	0,05	0,02

Tableau S 17. Taux instantanés de mortalité à l'âge estimés.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1969	0,01	0,04	0,08	0,10	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
1970	0,01	0,04	0,08	0,11	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
1971	0,01	0,05	0,09	0,12	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1972	0,02	0,06	0,11	0,14	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
1973	0,03	0,11	0,19	0,26	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
1974	0,04	0,16	0,28	0,37	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48
1975	0,04	0,14	0,25	0,33	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42
1976	0,03	0,10	0,19	0,25	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32	0,32
1977	0,02	0,07	0,13	0,17	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
1978	0,02	0,08	0,14	0,18	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
1979	0,02	0,09	0,17	0,22	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28
1980	0,03	0,11	0,20	0,26	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
1981	0,03	0,12	0,23	0,30	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38
1982	0,04	0,13	0,24	0,32	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41
1983	0,03	0,10	0,18	0,24	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
1984	0,02	0,07	0,13	0,18	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
1985	0,02	0,07	0,13	0,17	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
1986	0,02	0,07	0,12	0,16	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
1987	0,02	0,06	0,11	0,14	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19	0,19
1988	0,01	0,06	0,10	0,13	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
1989	0,01	0,05	0,09	0,12	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1990	0,02	0,06	0,11	0,14	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
1991	0,02	0,07	0,13	0,17	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
1992	0,02	0,08	0,15	0,20	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
1993	0,03	0,10	0,18	0,23	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
1994	0,03	0,12	0,22	0,29	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38
1995	0,03	0,13	0,24	0,31	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
1996	0,05	0,19	0,34	0,45	0,57	0,57	0,57	0,57	0,57	0,57
1997	0,07	0,25	0,45	0,59	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76	0,76
1998	0,08	0,29	0,53	0,69	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89
1999	0,09	0,34	0,61	0,81	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04	1,04
2000	0,09	0,33	0,61	0,80	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03
2001	0,07	0,25	0,46	0,61	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78
2002	0,05	0,20	0,37	0,49	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63
2003	0,05	0,20	0,37	0,49	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63
2004	0,07	0,26	0,47	0,62	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
2005	0,08	0,32	0,58	0,76	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98
2006	0,09	0,35	0,65	0,85	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10
2007	0,09	0,34	0,63	0,82	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
2008	0,09	0,32	0,59	0,77	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
2009	0,12	0,46	0,83	1,10	1,41	1,41	1,41	1,41	1,41	1,41
2010	0,17	0,65	1,19	1,56	2,02	2,02	2,02	2,02	2,02	2,02
2011	0,21	0,79	1,44	1,89	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43	2,43
2012	0,15	0,56	1,02	1,34	1,73	1,73	1,73	1,73	1,73	1,73
2013	0,11	0,41	0,74	0,98	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26
2014	0,08	0,30	0,56	0,73	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94
2015	0,08	0,31	0,56	0,74	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95
2016	0,09	0,33	0,59	0,78	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01
2017	0,09	0,35	0,64	0,84	1,08	1,08	1,08	1,08	1,08	1,08
2018	0,09	0,32	0,59	0,77	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
2019	0,09	0,34	0,63	0,82	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
2020	0,10	0,39	0,72	0,94	1,21	1,21	1,21	1,21	1,21	1,21
2021	0,11	0,41	0,74	0,98	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26
2022	0,05	0,19	0,34	0,45	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58
2023	0,04	0,17	0,30	0,40	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52
2024	0,03	0,11	0,20	0,26	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33

9. FIGURES SUPPLÉMENTAIRES

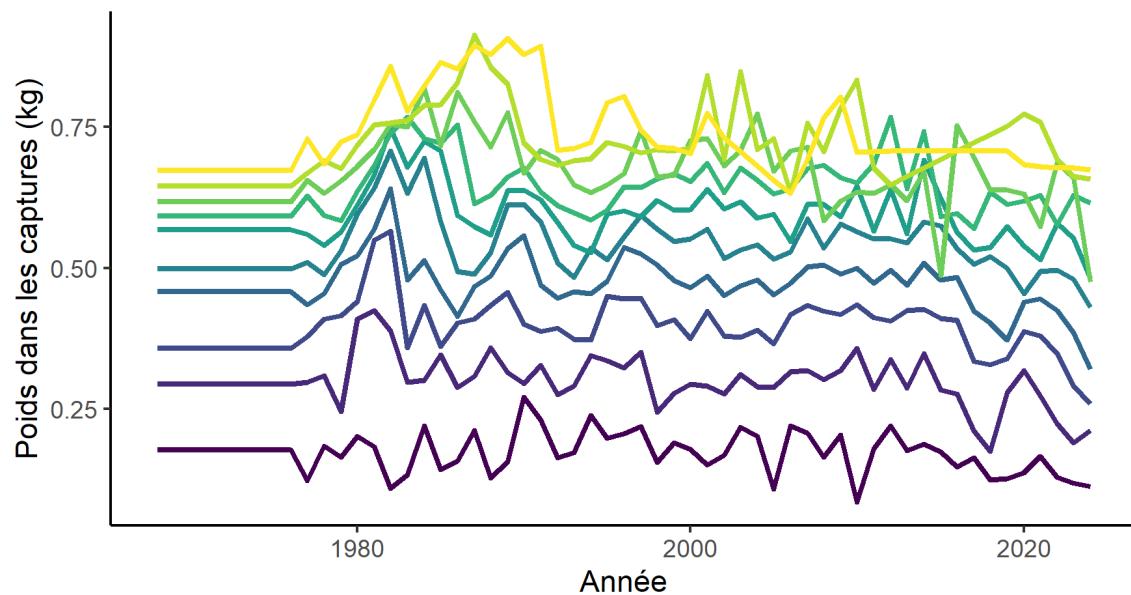


Figure S 1. Poids à l'âge (kg) des poissons débarqués. Les âges 1 à 10 sont indiqués par le violet au jaune.

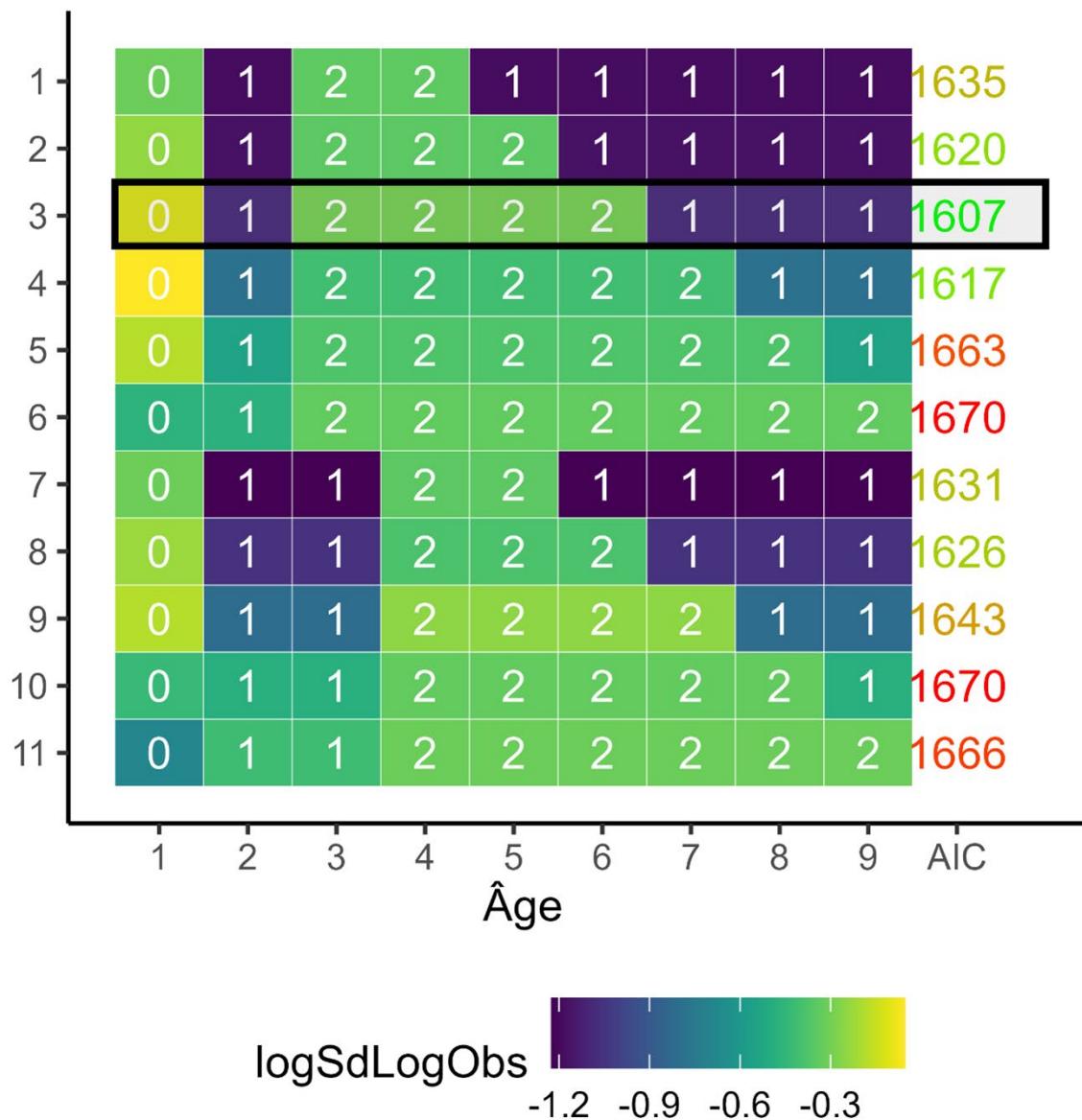


Figure S 2. Analyses de sensibilité pour σ_{dp} . Les nombres en blanc représentent l'identifiant des paramètres, les couleurs des carrés en arrière-plan sont les valeurs estimées des paramètres et l'AIC est indiqué dans la colonne de droite avec les couleurs du texte indiquant l'AIC le plus bas (vert) vers l'AIC le plus élevé (rouge). L'analyse sélectionnée est indiquée par le rectangle noir.

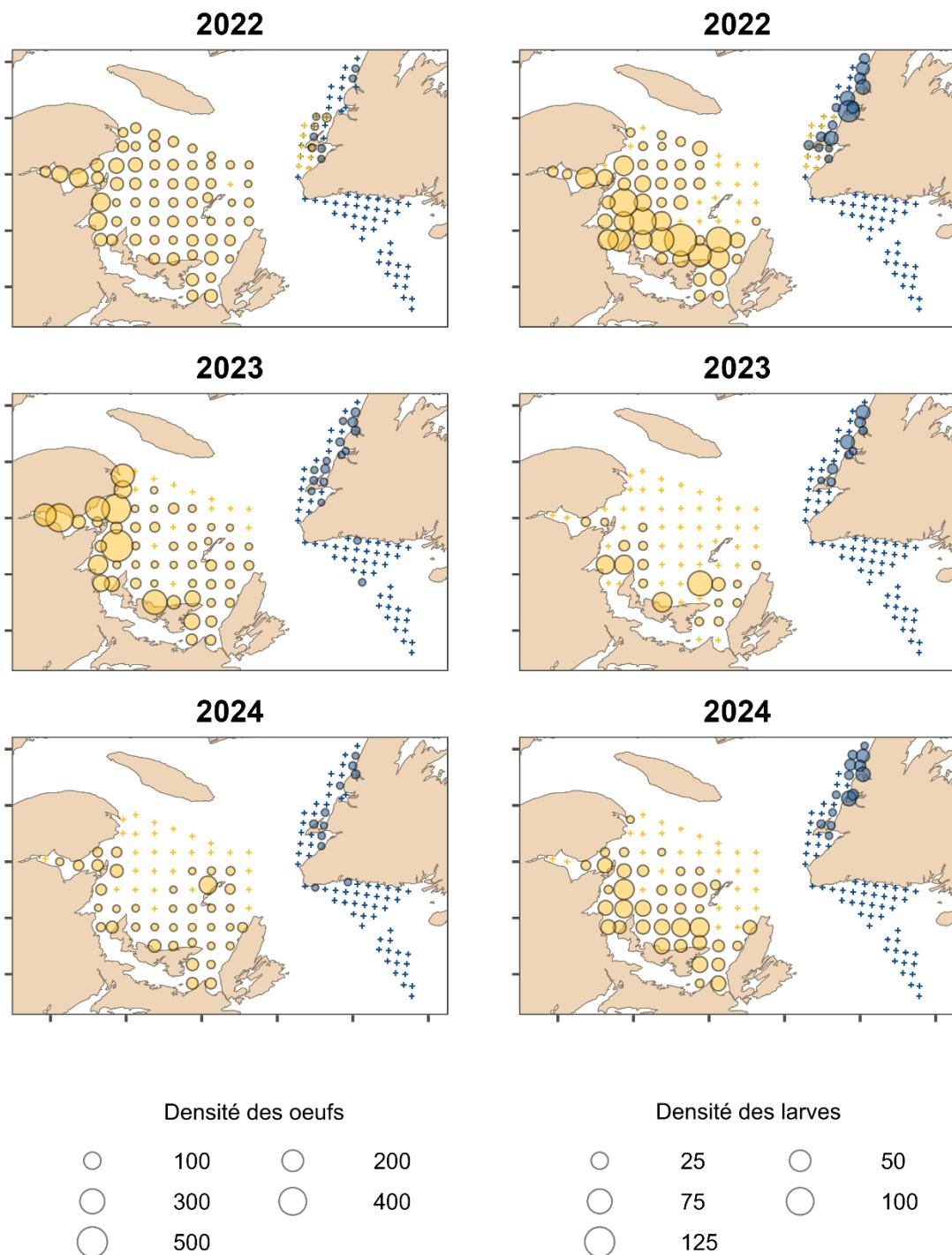


Figure S 3. Densité des œufs et des larves (N/m^2) pour le relevé d'œufs du sGSL en juin et le relevé d'œufs de Terre-Neuve en juillet durant 2022-2024. Les cercles oranges et bleus indiquent les échantillons pris en juin et juillet respectivement. Les croix indiquent l'absence d'œufs ou de larves. Notez que des stations de 4R ont additionnellement été visitées en juin 2022.

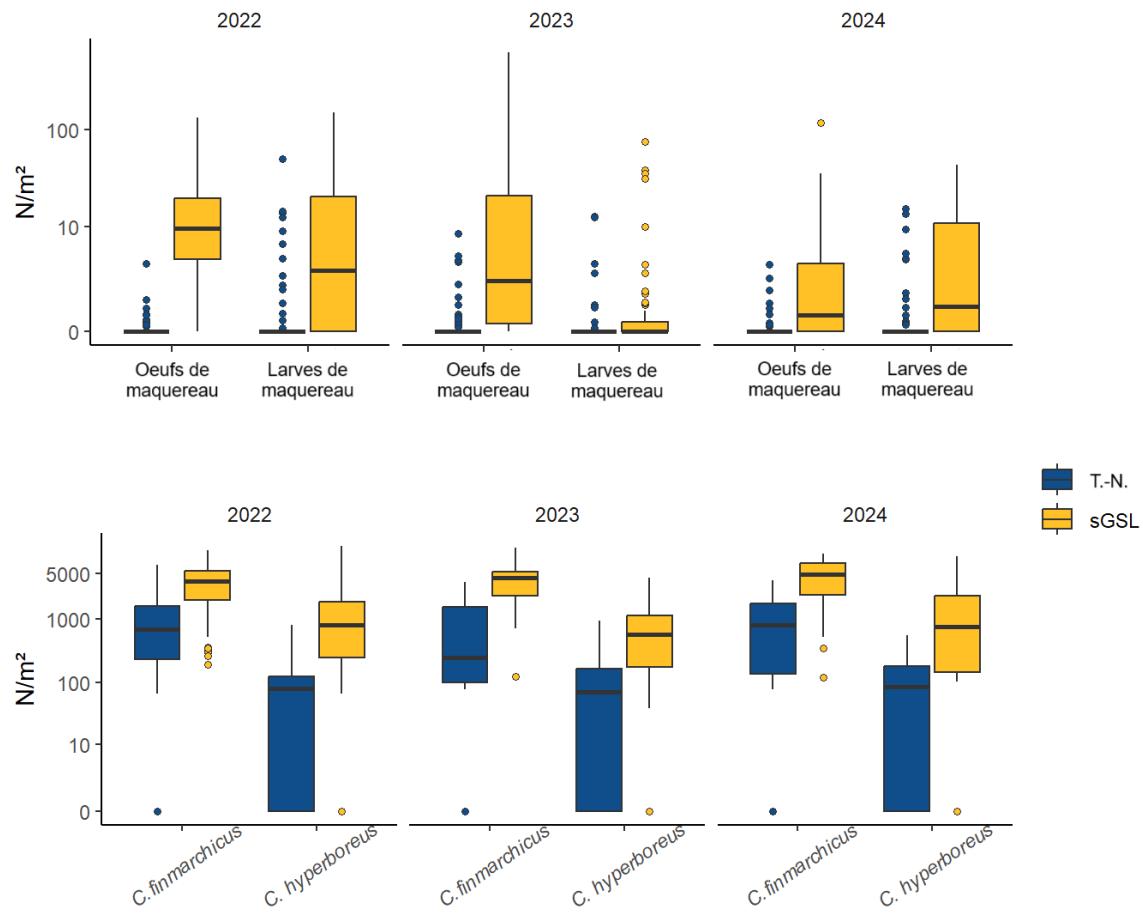


Figure S 4. Densité d'œufs et larves de maquereau et de copépode (N/m^2) pour le relevé d'œufs du sGSL en juin et le relevé d'œufs de Terre-Neuve en juillet en 2022-2024. Notez que l'axe des y est sur une échelle log.

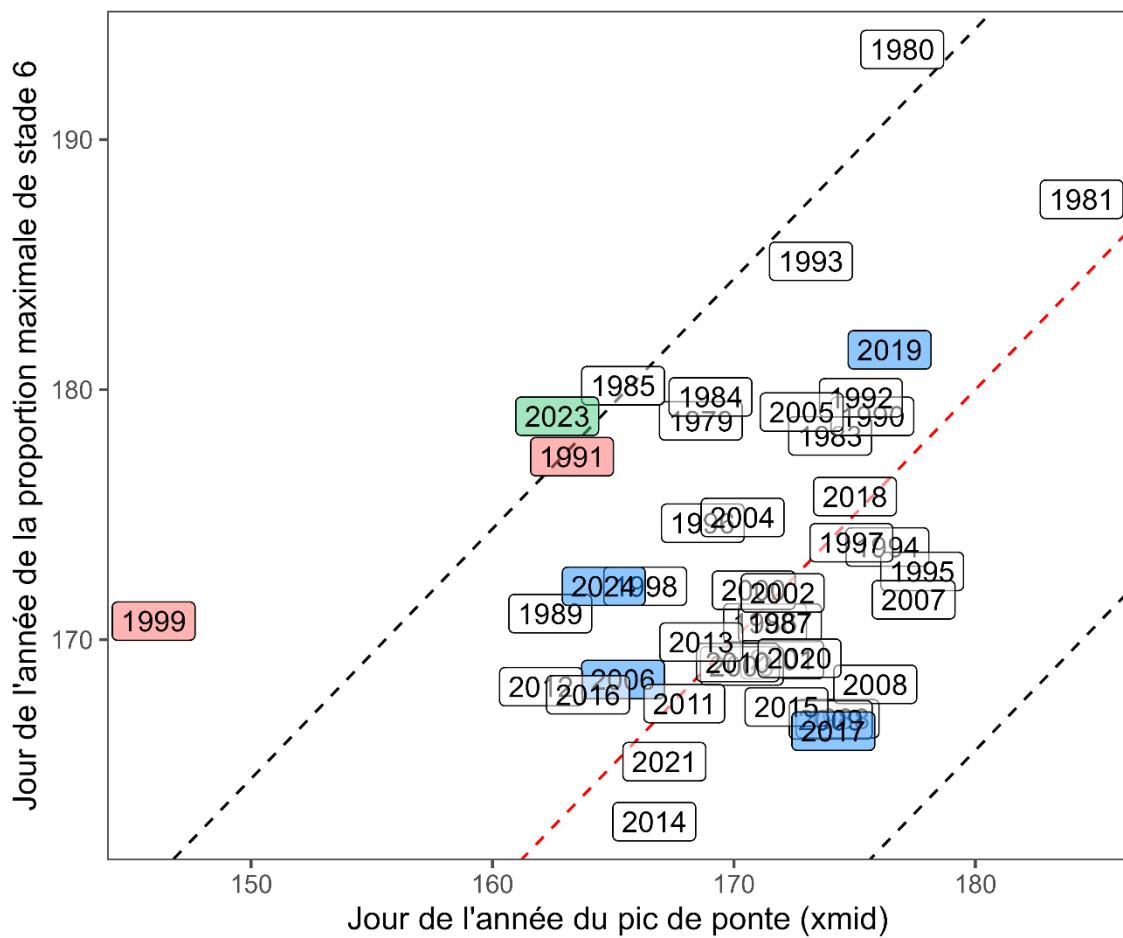


Figure S 5. Indicateur de biais de l'indice de PTO basé sur la proportion de maquereau adulte de stade 6 (en fraie, Pelletier 1986), calculé de façon indépendante de la date du pic de ponte. Il n'y a pas de biais lorsque le pic de ponte estimé est relié linéairement au jour où la proportion de maquereau de stade 6 était la plus élevée (ligne rouge avec intervalle de confiance à 95 % en noir). Les années signalées comme susceptibles d'être biaisées (incohérences dans l'ajustement logistique) et retirées de l'évaluation sont indiquées en rouge. Les années avec de plus grandes incertitudes, mais sans indications de biais, à cause du moment du relevé relativement à celui de la ponte (hors de la période où 70 % des œufs sont pondus) sont indiquées en bleu. 2022 est exclue, parce que la proportion de stades 6 ne pouvait pas être calculée en raison de la faible couverture de l'échantillonnage durant la saison de frai. 2023 (vert) montrait une petite indication de biais et a de plus été évaluée dans le modèle.

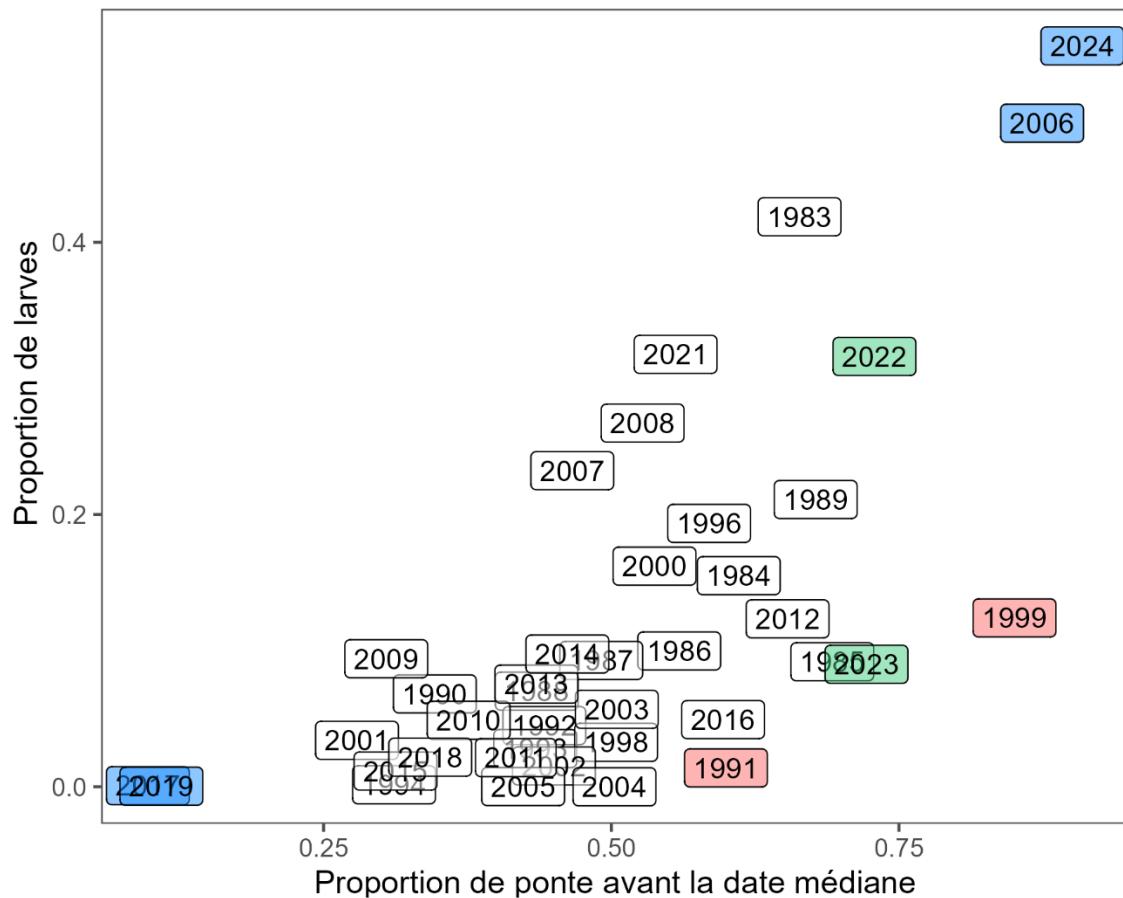


Figure S 6. Indicateur de biais de l'indice de PTO base sur la proportion de larves calculée indépendamment de la saison de ponte estimée par le modèle logistique. Les années signalées comme susceptibles d'être biaisées (incohérences dans l'ajustement logistique) et retirées de l'évaluation sont indiquées en rouge. Les années avec de plus grandes incertitudes, mais sans indications de biais, à cause du moment du relevé relativement à celui de la ponte (hors de la période où 70 % des œufs sont pondus) sont indiquées en bleu. 2022 est exclue, parce que la proportion de stades 6 ne pouvait pas être calculée en raison de la faible couverture de l'échantillonnage durant la saison de frai. 2023 (vert) montrait une petite indication de biais et a de plus été évaluée dans le modèle.

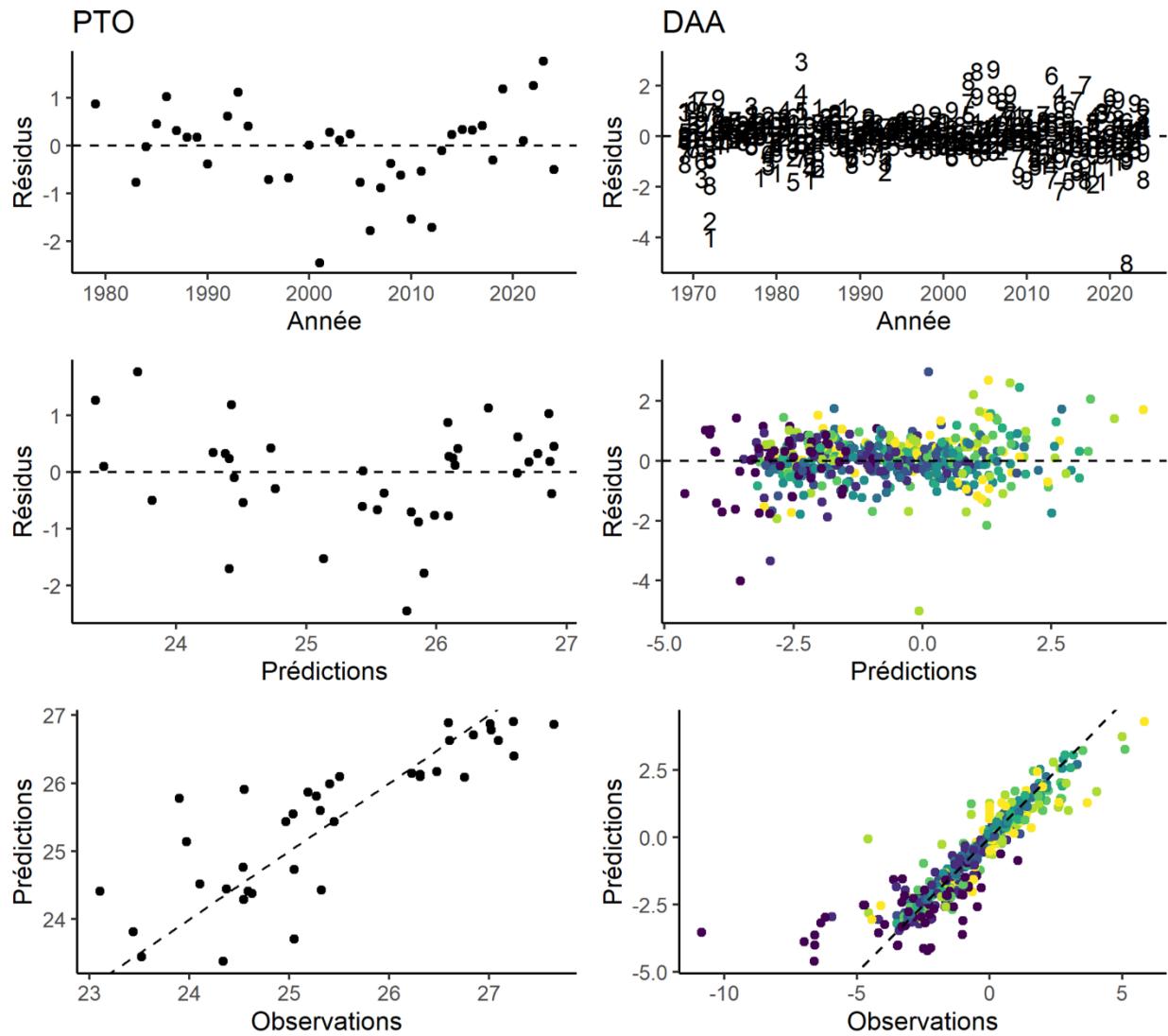


Figure S 7. Graphiques des résidus du modèle pour l'indice de production totale d'œufs (colonne de gauche) et les débarquements à l'âge (colonne de droite). La première ligne montre les résidus standardisés en fonction de l'année, la ligne du milieu montre les résidus standardisés en relation avec les valeurs prédites et la dernière ligne montre les valeurs prédites en fonction des valeurs observées. Les nombres et les couleurs dans les graphiques de débarquements à l'âge (droite) indiquent les classes d'âge 1 à 10+ (jeune à âgé de violet à jaune).

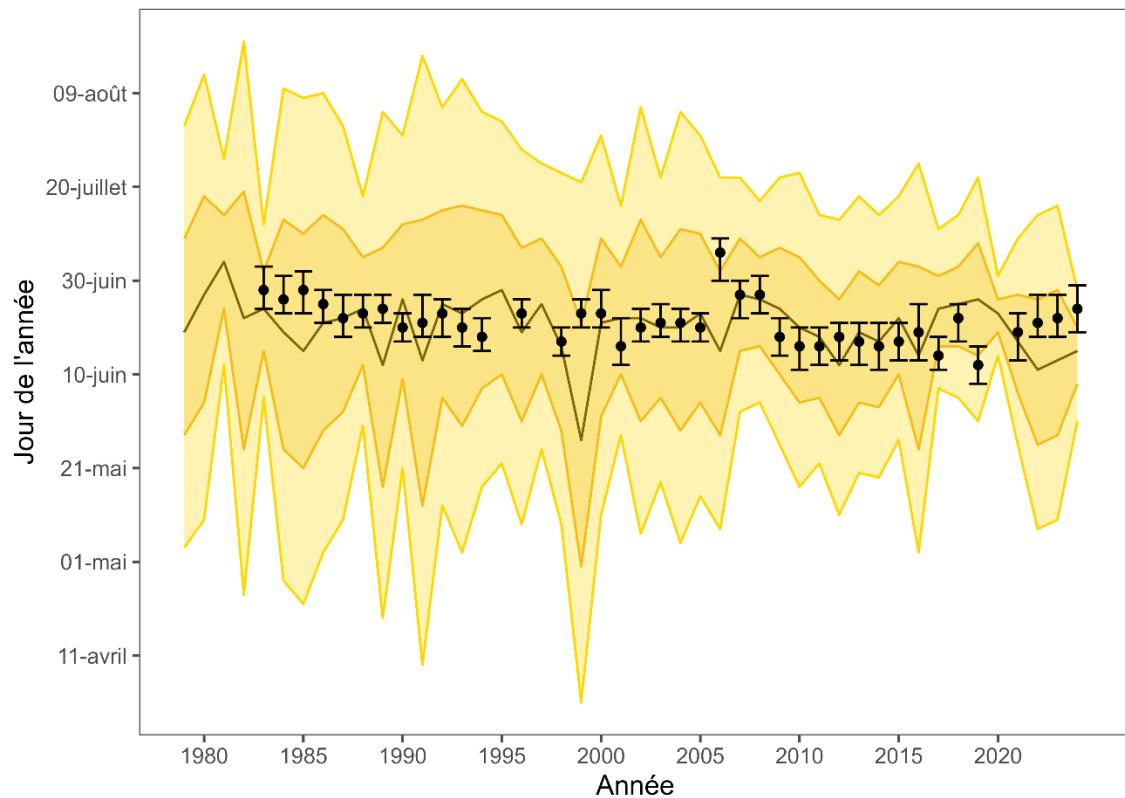


Figure S 8. Estimation de la saison de frai. La ligne noire indique le jour de pointe du frai, les rubans jaune foncé et jaune pâle indiquant respectivement 70 et 95 % du frai. La date médiane des relevés est indiquée par des points noirs et la durée des relevés est indiquée par les barres verticales.

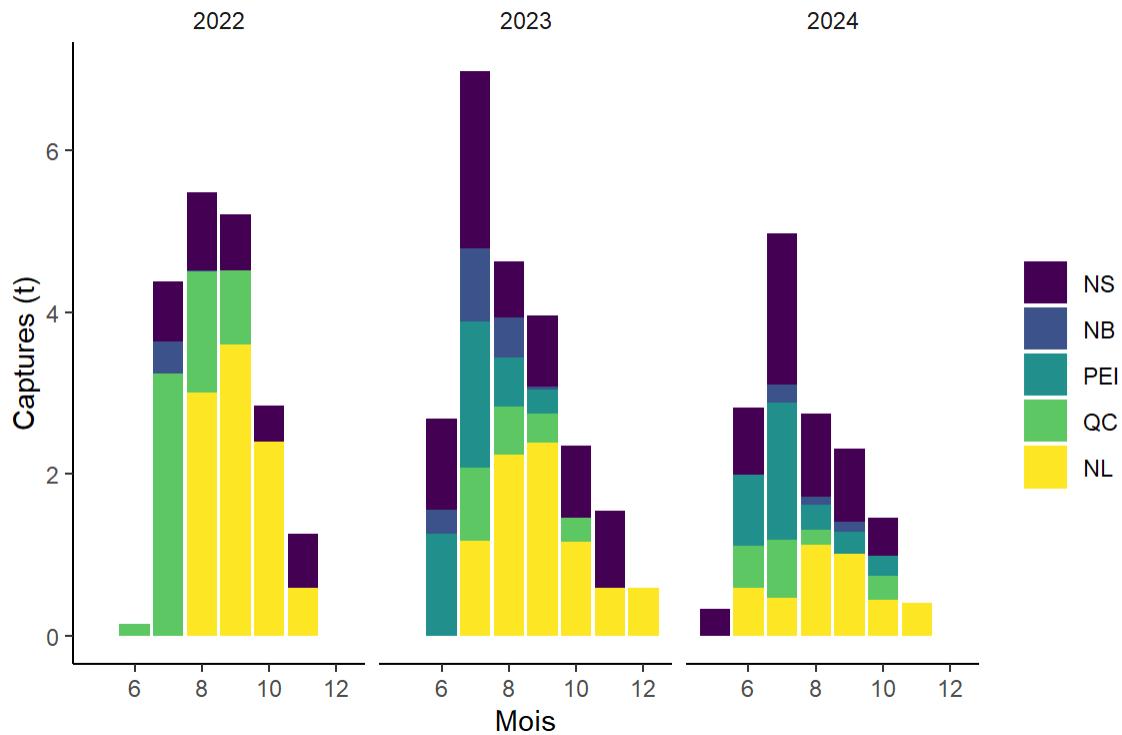


Figure S.9. Captures de maquereau (t) dans le cadre de licences S52. Les bâtons montrent les débarquements enregistrés par provinces (couleurs, NS :Nouvelle-Écosse , NB : Nouveau-Brunswick, PEI : Île du Prince Édouard, QC : Québec, NL : Terre-Neuve-Labrador) par mois. Les captures totalisaient approximativement 19 t, 22,7 t et 15 t en 2022, 2023 et 2024 respectivement.

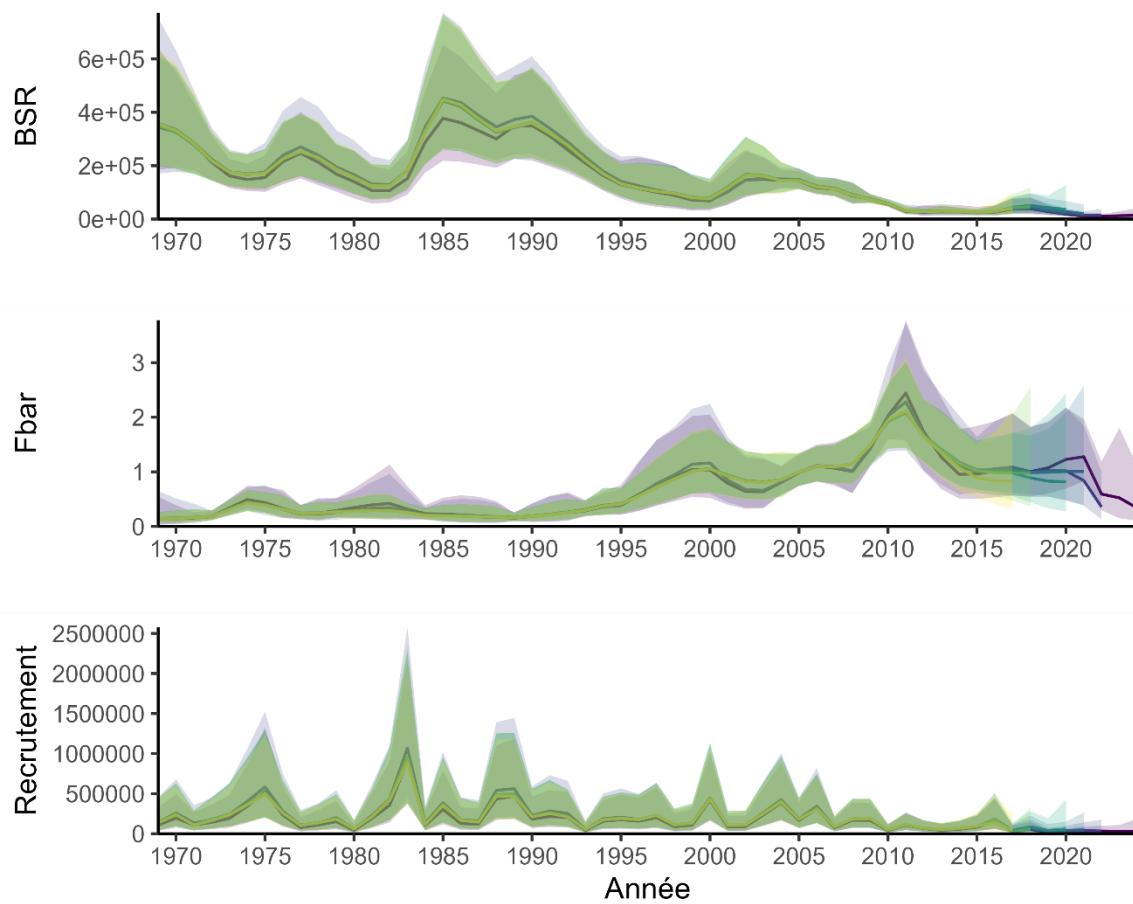


Figure S 10. Diagrammes rétrospectifs pour la biomasse du stock reproducteur de juin (BSR en kg; ligne supérieure); le taux instantané de mortalité par la pêche $F_{\bar{5}-10}$ (ligne du milieu) et le recrutement (en millier d'individus) ligne inférieure). Chaque enveloppe est d'une couleur différente avec le modèle complet en violet.

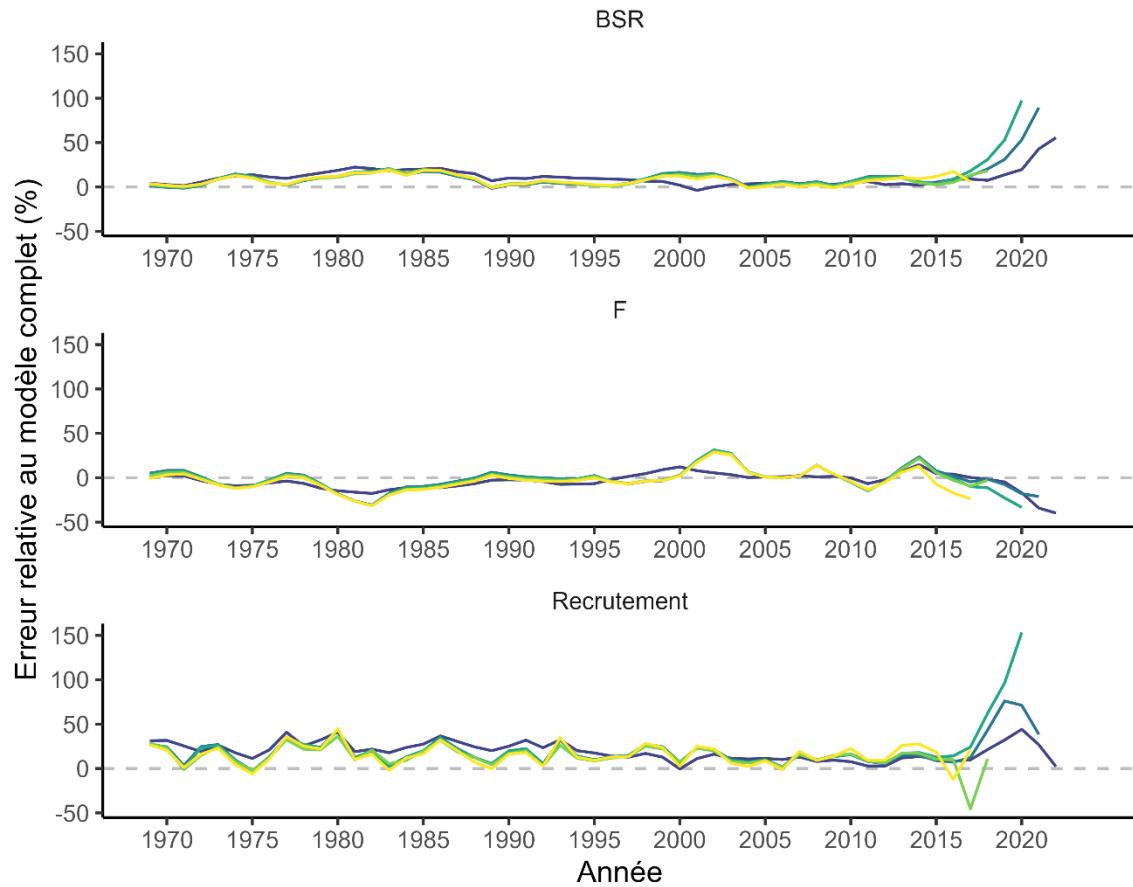


Figure S 11. Diagrammes rétrospectifs relatifs au modèle complet pour la biomasse du stock reproducteur en juin (BSR; ligne supérieure); le taux instantané de mortalité par la pêche $F_{\bar{5}-10}$ (milieu) et le recrutement (bas). Chaque enveloppe est d'une couleur différente.

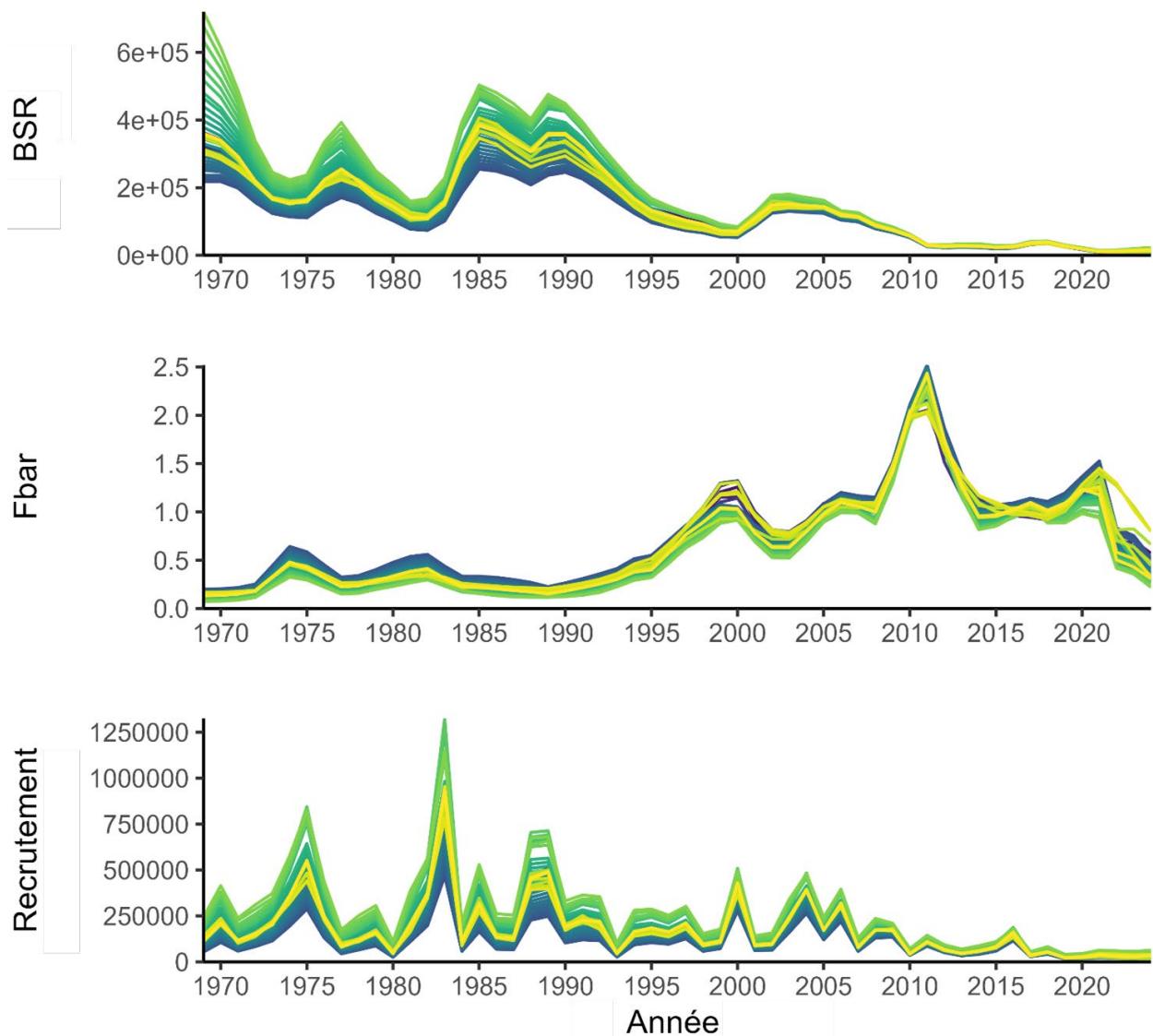


Figure S 12. Estimés du modèle pour chaque analyse de sensibilité (voir section 2.9.2) pour la biomasse du stock reproducteur en juin (BSR en kg; ligne supérieure); le taux instantané de mortalité par la pêche $F_{\bar{5}-10}$ (ligne du milieu) et le recrutement (ligne du bas). Les analyses de sensibilité pour les aires de frai (200 simulations) ne sont pas représentées.

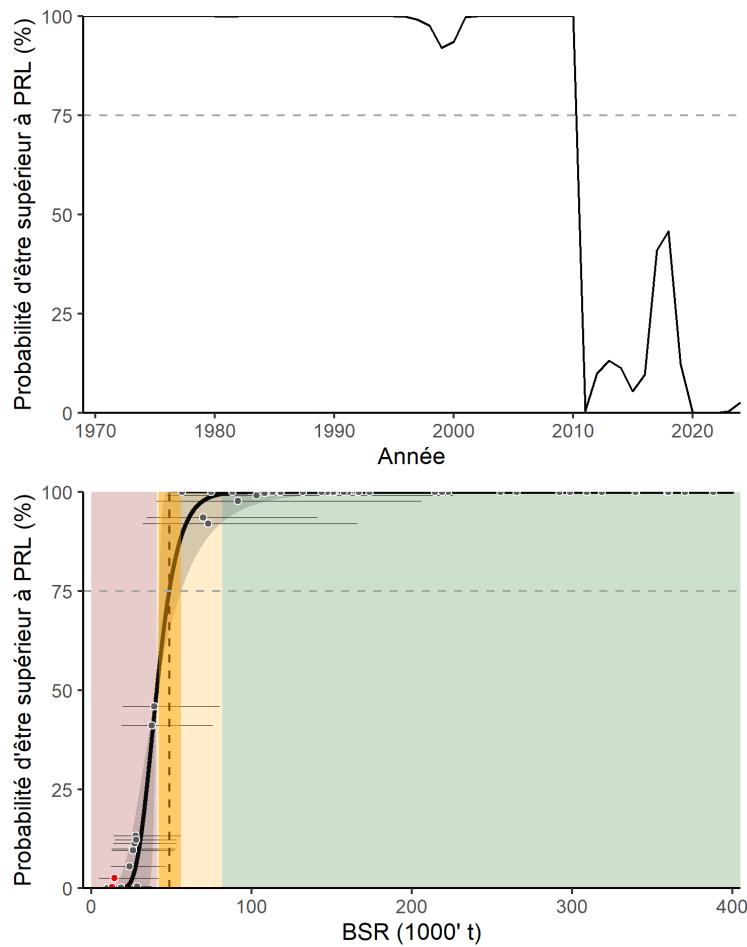


Figure S 13. Probabilité d'être supérieur au point de référence limite (PRL) à travers le temps (panneau du haut) et en fonction de la biomasse estimée du stock reproducteur en juin (BSR, panneau du bas). Le rouge, l'orange et le vert indiquent la zone critique, la zone de prudence et la zone saine, respectivement. La ligne verticale orange indique la BSR qui est associée à une probabilité de 75 % d'être supérieure au PRL avec des intervalles de confiance à 95 % (CI). Les cercles et les lignes horizontales qui y sont associées indiquent les estimés de BSR passés avec leur IC 95 % (1969–2024); 2023 and 2024 sont montrés en rouge.

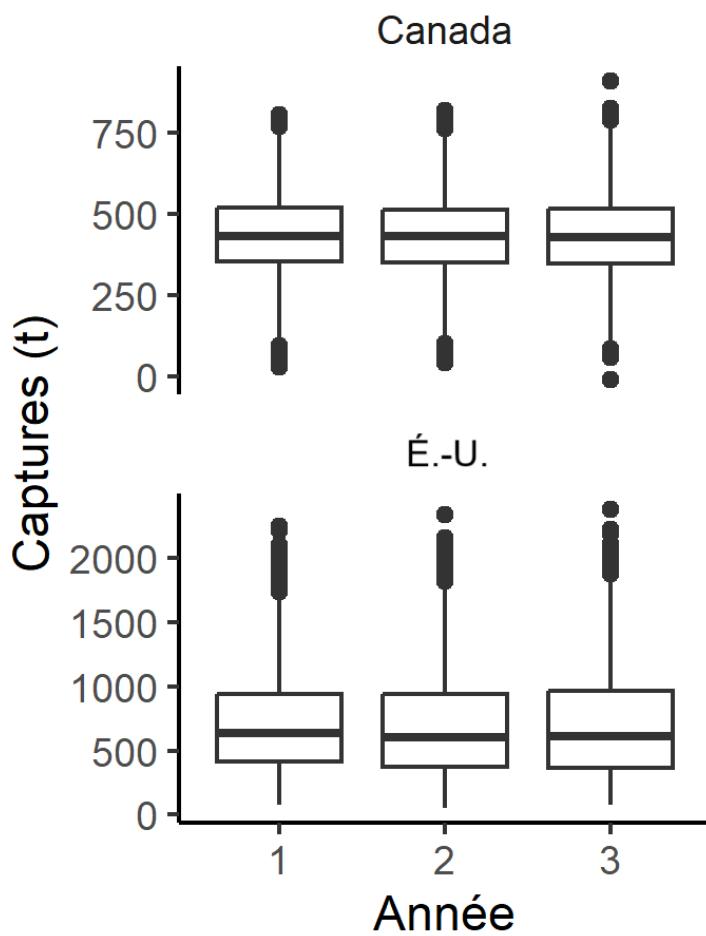


Figure S 14. Diagramme en boîte des captures supposées comme non rapportées pour les 3 prochaines années (2025-2027), pour le Canada (panneau du haut, limitées à la pêche récréative) et pour les États-Unis (panneau du bas).

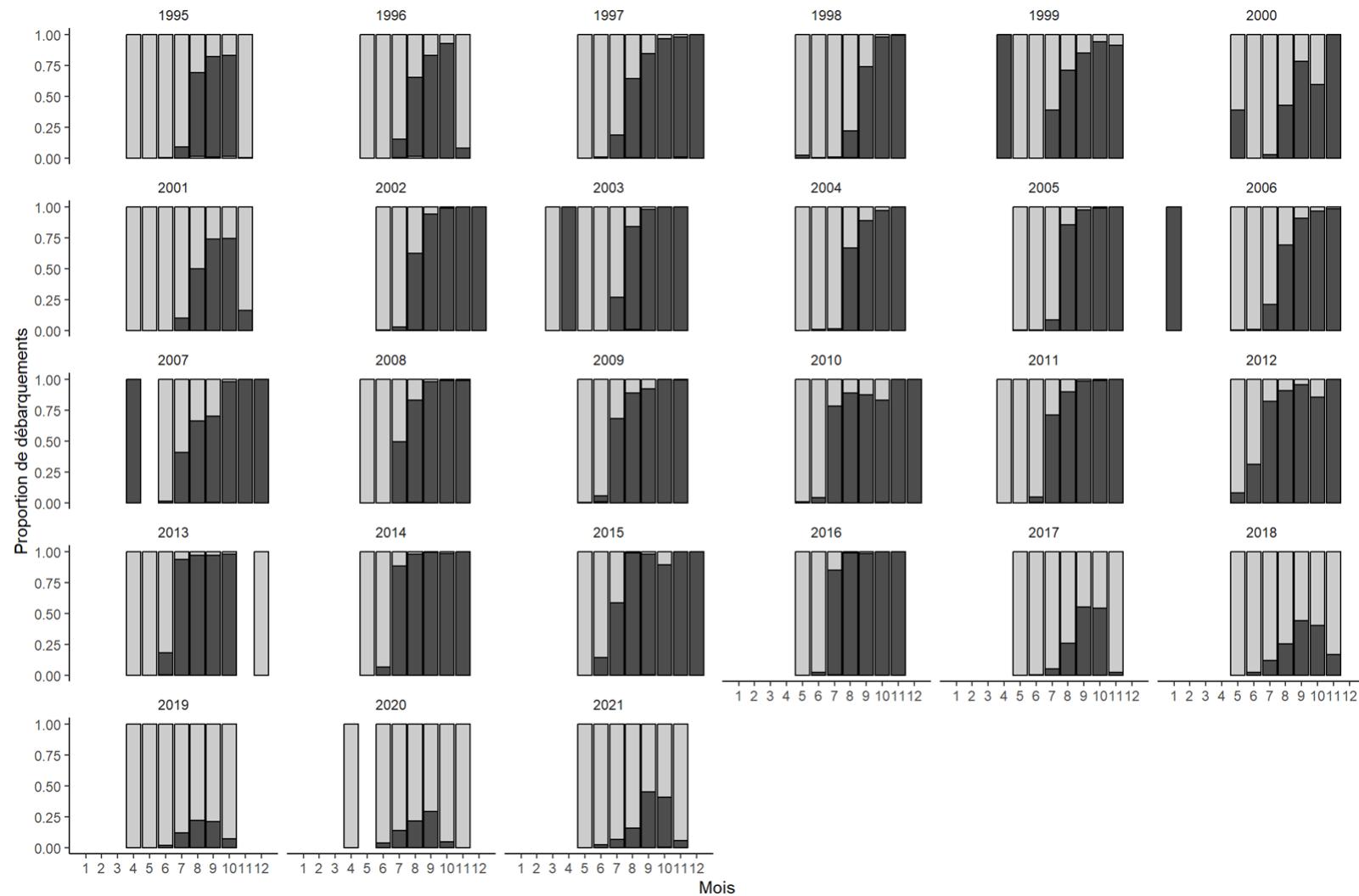


Figure S 15. Proportion des débarquements par engin dans l'aire de fraie principale (sGSL: 4T). Les filets maillants (gris pâle) sont utilisés au début de la saison de fraie. Après le pic de fraie, les lignes et hameçons (gris foncés) sont utilisés préférablement.

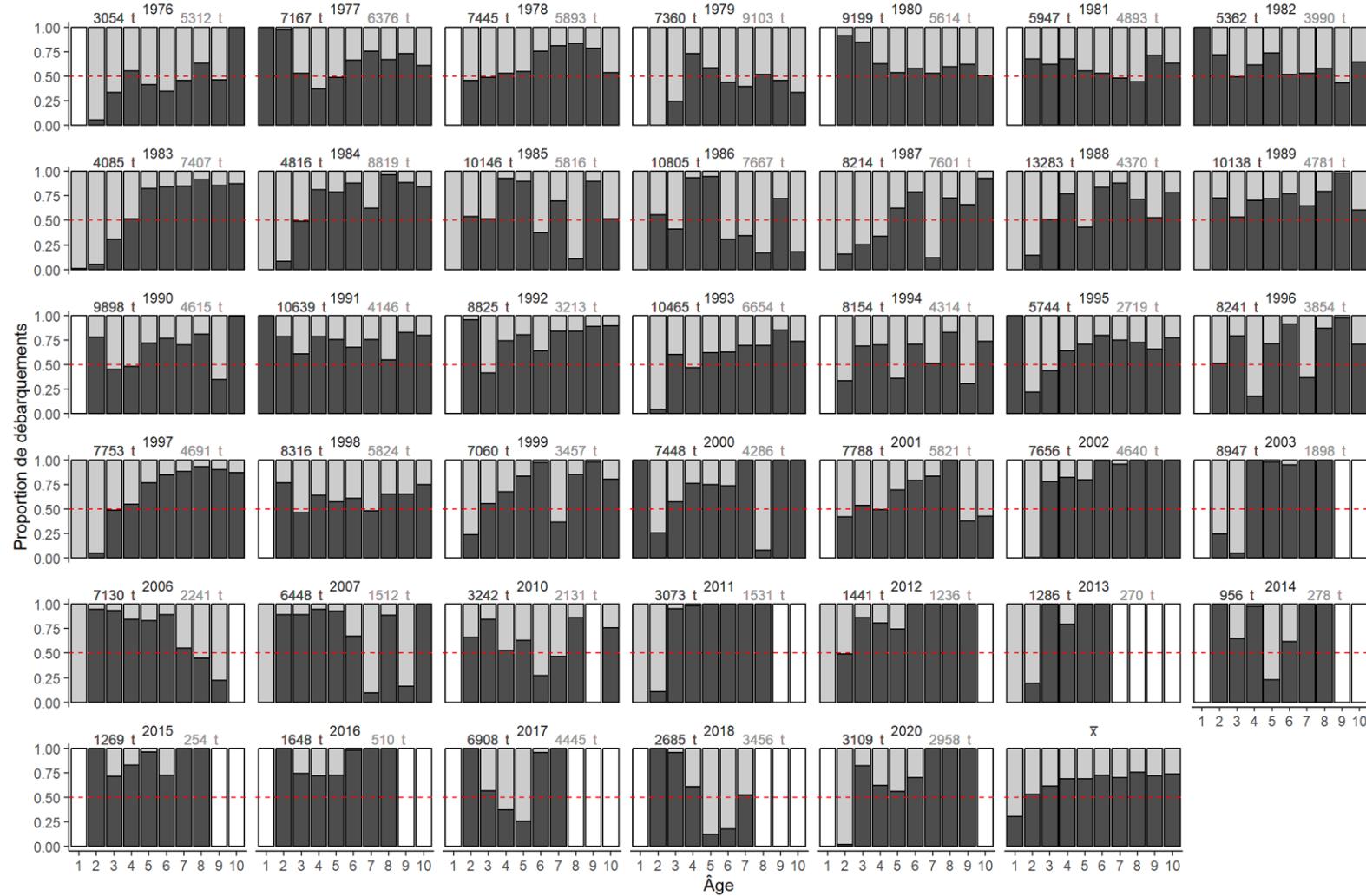


Figure S 16. Proportion de débarquements à l'âge pour les filets maillants durant (gris foncé) ou hors (avant ou après, gris pâle) de la saison de fraie (Juin-Juillet). Le dernier graphique résume la proportion moyenne pour toutes les années. Certaines années (par exemple 2004–2005) ont été exclues, parce qu'elles ont échoué à se joindre à des échantillons (âge non disponible). La ligne rouge horizontale montre la proportion de 0,5. Les bâtons blancs indiquent les mois sans captures. Le texte en gris foncé ou pâle indique les captures totales par les filets maillants pour chaque année durant (gris foncé) ou hors (gris pâle) de la saison de fraie.

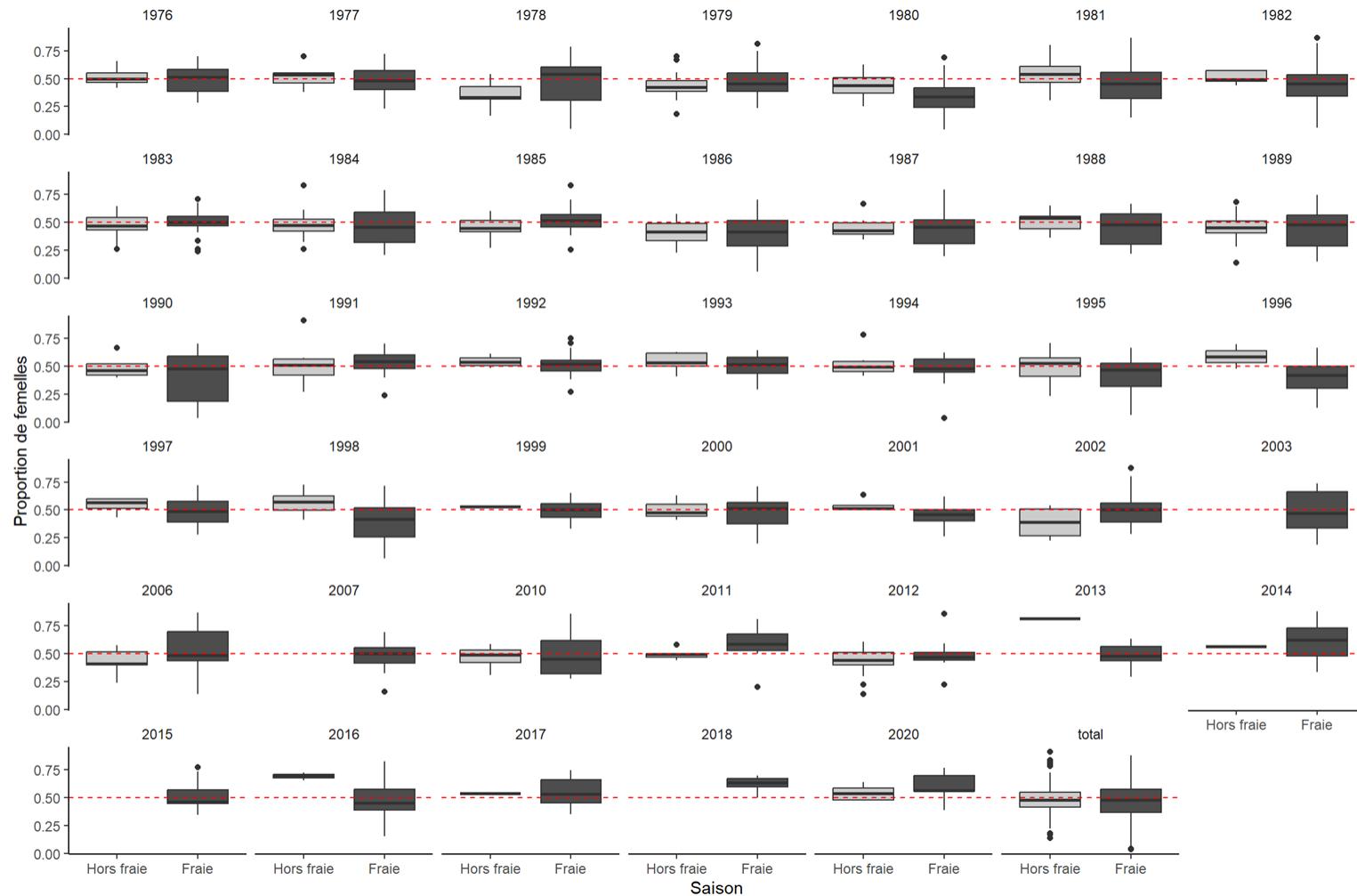


Figure S 17. Proportion de femelles dans les débarquements au filet maillant durant (gris foncé) ou hors (avant ou après, gris pâle) de la saison de fraie (juin-juillet). Le dernier graphique résume la Moyenne de proportion pour toutes les années. Certaines années (par exemple 2004–2005) ont été exclues, parce qu'elles ont échoué à se joindre à des échantillons (âge non disponible). La ligne horizontale rouge montre la proportion de 0,5.

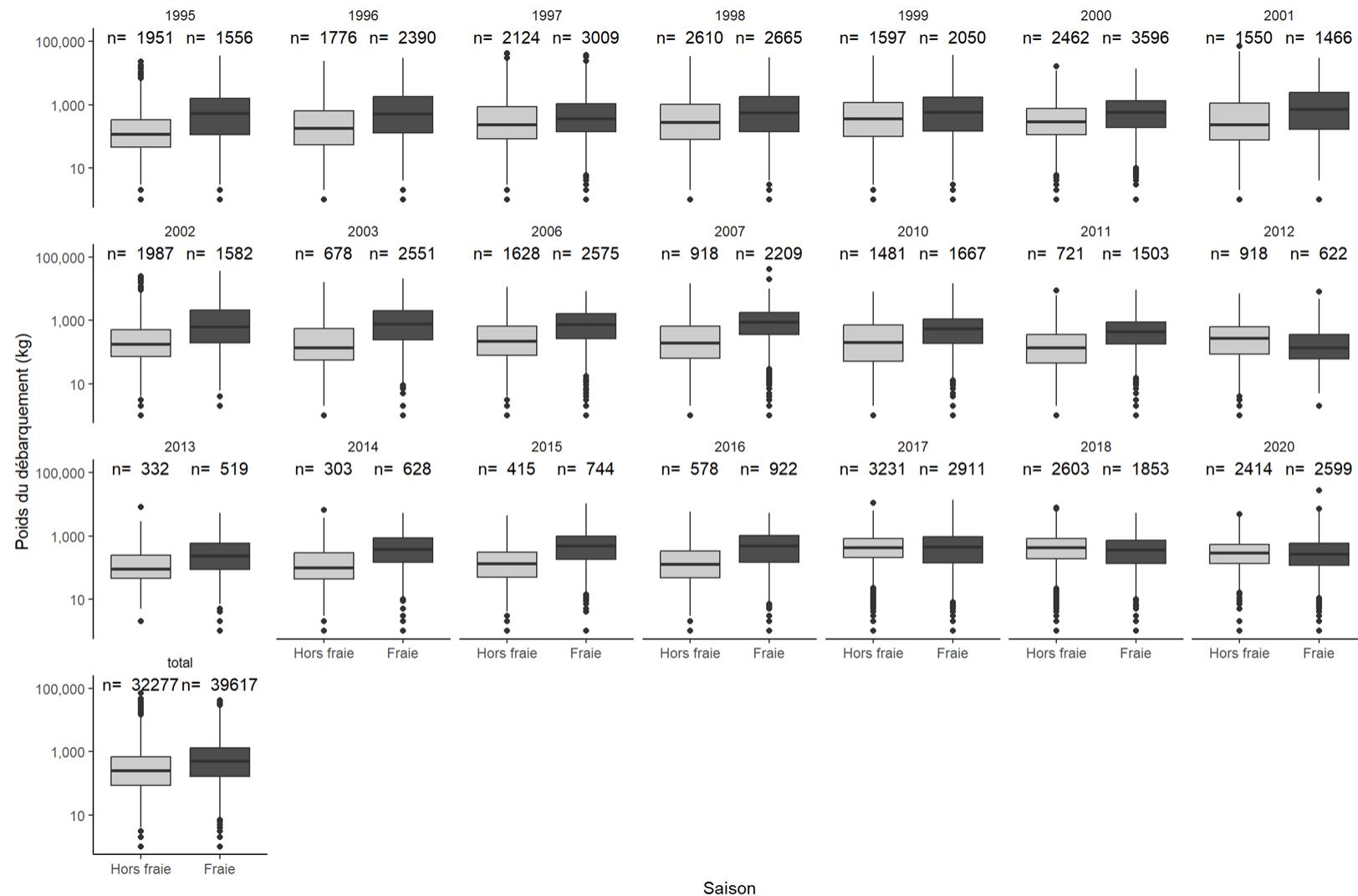


Figure S 18. Poids débarqués par voyage de pêche au filet maillant durant (gris foncé) et hors (avant ou après, gris pâle) la saison de fraie (juin-juillet). Le dernier graphique combine toutes les années incluses. Certaines années (par exemple 2004–2005) ont été exclues, parce qu'elles ont échoué à se joindre à des échantillons (âge non disponible). Le texte au-dessus de chaque graphique rapporte le nombre de voyages de pêche par saison.

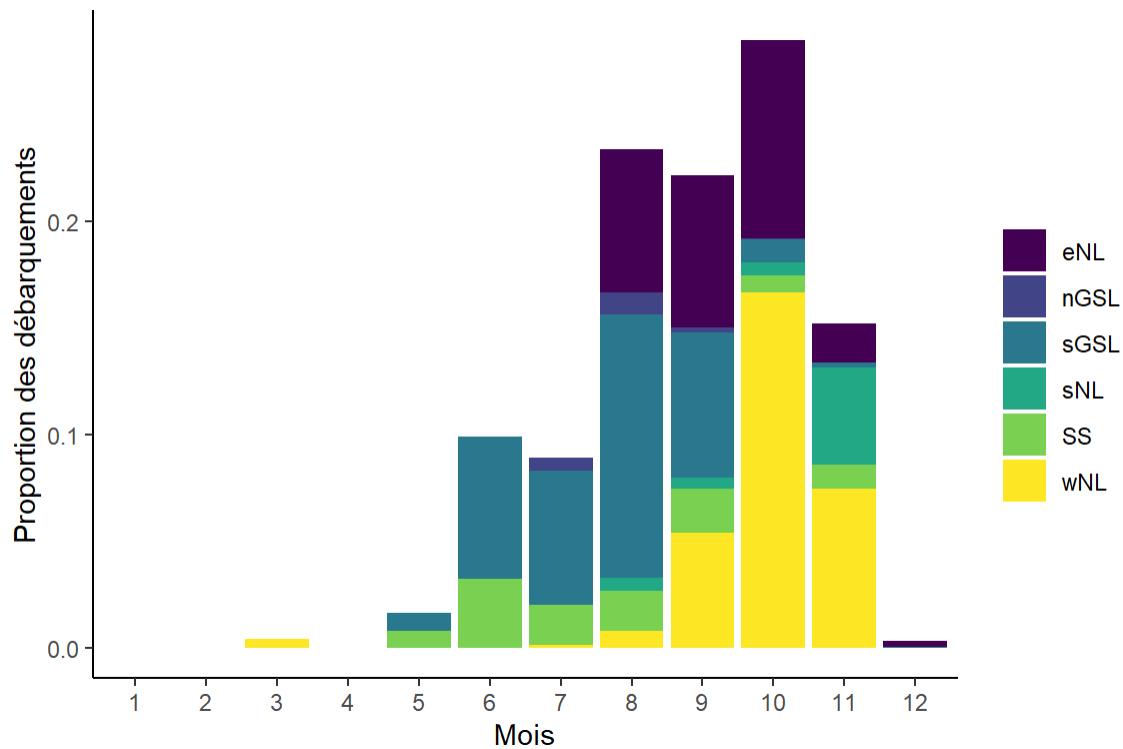


Figure S 19. Proportion des débarquements par mois et région durant 2010–2019. Les couleurs indiquent les régions des débarquements. (eNL =Est de Terre-Neuve, nGSL=nord du golfe du Saint-Laurent, sGSL= sud du golfe du Saint-Laurent, sNL=sud de Terre-Neuve, SS= Plateau néo-écossais, wNL= ouest de Terre-Neuve)